



Opdræt af regnbueørred i Danmark

Jokumsen, Alfred; Svendsen, Lars M.

Publication date:
2010

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Jokumsen, A., & Svendsen, L. M. (2010). *Opdræt af regnbueørred i Danmark*. DTU Aqua. DTU Aqua-rapport No. 219-2010 http://www.aqua.dtu.dk/Publikationer/Forskningsrapporter/Forskningsrapporter_siden_2008

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.

Opdræt af **REGNBUEØRRED** i Danmark



Alfred Jokumsen
Lars M. Svendsen

Resumé

Denne publikation omhandler eksisterende produktionssystemer og strategier for opdræt af regnbueørred i ferskvand i Danmark og indgår som et element i den internationale ferskvandsørred dialog: "Fresh Water Trout Aquaculture Dialogue".

Formålet med denne dialog er at udvikle globale, målbare og erfarings-baserede standarder med henblik på at minimere negative miljømæssige og sociale påvirkninger fra opdræt af regnbueørred i ferskvand samt at opretholde økonomisk bæredygtighed i produktionen. Der gives en kort beskrivelse af opdræt af ørred fra æg til yngel og fra yngel til produktion af ørreder til konsumstørrelse og avlsfisk og de hermed relaterede problemstillinger. Der er en oversigt over de vigtigste retningslinier, regler og principper for produktion af regnbueørred i Danmark. Endvidere er der en kort beskrivelse af problemstillinger i relation til foder, veterinære sundhedsforhold og af anvendelse af medicin og hjælpestoffer. Der beskrives forskellige typer dambrug, fra traditionelle dambrug til modeldambrug og FREA anlæg og tilhørende renseforanstaltninger og disses funktion. De forventede miljømæssige forbedringer ved overgang til modeldambrug og FREA anlæg opsummeres. For modeldambrug type 3 opsummeres de væsentligste resultater, herunder rensegrader fra et omfattende undersøgelsesprogram, der blev gennemført på 8 modeldambrug, der var udstyret med teknologi til recirkulering og rensning af produktionsvand. Endelig gives en kort beskrivelse af økologisk produktion af regnbueørreder samt en oversigt over de vigtigste regelsæt for økologisk akvakultur.

Forfattere

Alfred Jokumsen

Cand. scient. i biologi fra Aarhus Universitet 1979. Forskningsstipendiat ved Bergen og Odense universiteter 1979-83. Forsker ved Danmarks Fiskeri- og Havundersøgelser's Dambrugslaboratorium, Skærbæk, Sønderjylland 1983-1989. Projektleder ved Foreningen for Danmarks Fiskemels- og Fiskeolieindustri, Esbjerg 1989-1994. Seniorkonsulent ved Dansk Institut for FiskeriTeknologi og Akvakultur (DIFTA), Hirtshals 1994-1999. Seniorrådgiver ved Danmarks Fiskeriundersøgelser 1999-2007. Siden 2007 seniorrådgiver ved Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Akvatiske Ressourcer, DTU Aqua, Sektion for Akvakultur, Nordsøen Forskerpark, Hirtshals.

Lars M. Svendsen

Cand. scient i geologi fra Geologisk Institut (GI), Århus Universitet (ÅU) 1988 og Lic. scient. i geologi fra Naturvidenskabelig Fakultet (ÅU) 1992. Videnskabelig medarbejder ved Grønlands Geologiske Undersøgelser, 1986 og ved GI, ÅU, 1988. Siden 1989 ansat ved Danmarks Miljøundersøgelser (DMU) under Miljøministeriet (siden 2007 hører DMU under ÅU). Forskerakademi Stipendiat 1989-92, videnskabelig medarbejder 1991, forsker 1992-1996, seniorforsker siden 1996. Souschef 1997-1999 og 1999-2000 fungerende forskningschef alle i afdeling for Ferskvandsøkologi/Vandløbsøkologi, sektionsleder for overvågningssektionen 2000-06, konstitueret projektchef 2006-2008 og siden 2008 projektchef i Forsknings-, overvågnings- og rådgivningssekretariat (Direktionssekretariat i DMU).

Opdræt af regnbueørred i Danmark

**Alfred Jokumsen¹
Lars M. Svendsen²**

**¹Danmarks Tekniske Universitet
Institut for Akvatiske Ressourcer, DTU Aqua,
Sektion for Akvakultur
Nordsøen Forskerpark, 9850 Hirtshals**

**²Aarhus Universitet
Danmarks Miljøundersøgelser, DMU
Vejlsovej 25, 8600 Silkeborg**

2010

Indhold

1.0	FORORD	3
2.0	INDLEDNING	4
3.0	LIVSCYKLUS	6
3.1	AVLSFISK OG AVL	6
3.2	KLÆKKERI	7
3.2.1	STRYGNING OG BEFRUGTNING.....	8
3.2.2	ÆG UDVIKLING OG KLÆKNING.....	11
3.3	YNGEL	11
3.4	PRODUKTION TIL KONSUM	12
3.5	FODER	13
4.0	VETERINÆRE FORHOLD.....	15
4.1	MEDICIN OG HJÆLPESTOFFER.....	15
5.0	TRADITIONELLE DAMBRUG	19
6.0	MODELAMBRUG	22
6.1	MODELAMBRUG TYPE 1.....	25
6.2	MODELAMBRUG TYPE 2.....	26
6.3	MODELAMBRUG TYPE 3.....	26
6.3.1	BETONDAMME (RACEWAYS).....	27
6.3.2	AIRLIFT - PUMPER	27
6.3.3	SLAMKEGLER, MIKROSIGTER OG SLAMBASSINER	28
6.6.4	BIOFILTRE	30
6.3.5	PLANTELAGUNER	33
6.4	MILJØMÆSSIGE FORBEDRINGER	35
7.0	RECIRKULERINGSANLÆG (FREAA).....	39
7.1	VANDFORSYNING	39
7.2	MEKANISK FILTRERING	40
7.3	BIOLOGISK FILTRERING	40
7.4	ANLÆGSKONSTRUKTION.....	40
7.5	ENERGIBALANCER	40
7.6	MILJØFORHOLD	41
7.7	VETERINÆRE FORHOLD.....	41
7.8	DRIFTSLEDELSE	42
8.0	ØKOLOGISK OPDRÆT	43
9.0	REGULERINGER AF DANSK FERSKVANDS AKVAKULTUR.....	45
10.0	REFERENCER	47

1.0 Forord

Denne publikation omhandler de eksisterende produktionsformer og strategier for opdræt af regnbueørred i ferskvand i Danmark. Publikationen indgår som et element i den globale certificering af opdræt af regnbueørred, som er udmøntet gennem den internationale ferskvandsørred dialog: "Fresh Water Trout Aquaculture Dialogue".

Formålet med denne dialog er at udvikle globale, målbare og erfarings-baserede standarder med henblik på dels at minimere negative miljømæssige og sociale påvirkninger fra opdræt af regnbueørred i ferskvand og dels at opretholde økonomisk bæredygtighed i produktionen.

Udarbejdelsen af publikationen er støttet af EU (EFF) og Fødevareministeriet. Der takkes hermed for den tildelte bevilling.

Der rettes en varm tak til Lisbeth Jess Plesner, Dansk Akvakultur, for dels faktuelle oplysninger i forhold til de forskellige dambrugstyper og dels konstruktive bidrag til faglige diskussioner samt billede materiale. Endvidere takkes Niels Henrik Henriksen og Villy Juul Larsen, Dansk Akvakultur for faktuelle oplysninger, saglig kritik og kommentarer til afsnittene om henholdsvis veterinære forhold på dambrug og økologisk opdræt. Endelig takkes Jesper Heldbo (tidligere Dansk Akvakultur) for saglig kritik og kommentarer. Kenneth Janning, Dansk Hydraulisk Institut (DHI) takkes for saglig kritik og kommentarer, specielt for bidrag i forhold til biologiske processer i biofiltre.

Maj 2010

Alfred Jokumsen
DTU Aqua
Danmarks Tekniske Universitet

Lars M. Svendsen
DMU
Aarhus Universitet

2.0 INDLEDNING

Regnbueørred (*Onchorhynchus mykiss*) er den mest dominerende art i dansk akvakultur. Den totale årlige produktion udgør ca. 31.000 tons i ferskvand og ca. 9.000 tons i saltvand svarende til omkring 20 % af det danske fiskeri til konsum. Herud over eksporteres ca. 300 millioner øjenæg. Værdien af produktionen udgør ca. 900 millioner kr. svarende til ca. 40 % af værdien i hele den danske fiskesektor (Fiskeridirektoratets Akvakulturregister, 2009; Fiskeridirektoratet, 2009).

Dambrugene er overordnet reguleret efter Dambrugsbekendtgørelsen, 1989 samt en miljøgodkendelse efter Miljøbeskyttelseslovens kap. 5 for hvert enkelt dambrug.

I regeringens strategi for akvakultur (2007-2013) er det målsætningen at øge fiskeproduktionen til 115.000 tons i 2013 og samtidig reducere den totale udledning af kvælstof fra akvakultur til miljøet med 40 % pr. kg fisk (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2006).

Produktionen af regnbueørred i ferskvand foregår i ca. 275 dambrug (Fiskeridirektoratets Akvakulturregister, 2009). En del af disse dambrug drives som traditionelle gennemstrøms dambrug med indtag af vand fra en opstemning og dermed kun begrænset brug af pumpeenergi (figur 1). Men et stigende antal dambrug ombygges i varierende grad med implementering af recirkulations teknologi, og denne produktionsform udgør efterhånden en væsentlig del af ørredproduktionen (Plesner, 2010).

Drivkraften bag den nye strategi for produktion af regnbueørred i ferskvand er dels en restriktiv miljølovgivning og dels implementeringen af EU's Vandrammedirektiv, der sætter standarder for vandkvaliteten i recipienterne og som i Danmark er implementeret gennem Miljømålsloven, 2003. I forbindelse med revisionen af Vandforsyningsloven i 1995 blev der endvidere sat en maksimums grænse for indvinding af vand fra vandløbene. Således skal mindst halvdelen af medianminimums vandføring i vandløbet passere forbi dambruget. Medianminimums vandføring, Q_{mm} , fastlægges som medianen af den årlige laveste døgnvandføring for typisk mindst en 20 årig periode. Disse regler skal hindre vandløbsstrækninger med meget lav vandføring ("døde å-strækninger") om sommeren og deraf følgende påvirkninger af miljøforholdene i vandløbet. Ved alle opstemninger skal der endvidere sikres fri passage for fisk og anden fauna i vandløbet, f. eks. ved etablering af en faunapassage.

Et dambrugs miljøgodkendelse fastsætter en række forhold, som skal være opfyldt, f. eks. maksimalt årligt foderforbrug, tilladeligt vandindtag eller vandindvinding. Endvidere er der krav til maksimal koncentration eller stofmængder i udløbet fra dambruget for bl.a. kvælstof, fosfor og organisk stof, minimum iltindhold/iltmætning i udløbsvand, samt maksimal udlednings-koncentration af specifikke medicin og hjælpestoffer etc. Ønsker dambrugeren at øge produktionen og dermed foderforbruget vil det normalt kræve, at dambrugets hidtidige udledningsrammer fortsat gælder eller reduceres, således at der ikke kommer en mer-udledning til recipienten eller endog en reduktion. Endvidere vil der ofte ske en reduktion i tilladeligt vandindtag fra vandløbet. Miljølovgivning og markedskræfter har således motiveret mange dambrugere til at forbedre vandbehandling og genbrug af vand ved anvendelse af ny teknologi.

Som en konsekvens af denne udvikling er mange traditionelle dambrug blevet ombygget til modeldambrug, der anvender recirkulations teknologi og generelt har et lavere vandforbrug pr. kg fisk og reduceret miljøpåvirkning.

Som en videre udvikling af modeldambrugskonceptet er designet det såkaldte FREA koncept (Full REcirculated Aquaculture (FREA) system), som et muligt element i fremtidens akvakultur.

I det følgende beskrives produktionscyklus for regnbueørred samt de eksisterende produktionssystemer (dambrug) og driftsstrategier i dansk akvakultur.



Figur 1. Åstruplund dambrug (traditionelt dambrug). Foto: Lisbeth J. Plesner.

3.0 LIVSCYKLUS

3.1 Avlsfisk og avl

Regnbueørreden er normalt kønsmoden i 3-års alderen (figur 2). Dog er hanner ofte kønsmodne allerede som 2-års-fisk.

Alderen for kønsmodenhed bestemmes af såvel arv som opdrætsbetingelser, d.v.s. fodringsstrategi, temperatur, lysforhold etc. Det betyder, at fisk, holdt under bestemte lysforhold, og ved en temperatur og et fodringsniveau over middel, kan blive kønsmodne tidligere, end det arveligt set ville have været forventet. Idet vandtemperaturen har stor betydning for alderen ved kønsmodenhed kan det således være relevant at angive en ørreds alder i daggrader tilsvarende som for æg under klækning.



Figur 2. Avlsfisk af regnbueørred. Foto: Alfred Jokumsen.

Men daglængden spiller imidlertid en endnu større rolle for tidspunktet for kønsmodningen. Man kan således styre kønsmodningen ved at udsætte avlsfiskene for bestemte lys- og temperaturforhold i de sidste måneder op til kønsmodningen. Man kan således f. eks. fremskynde tidspunktet for kønsmodningen med 3–4 måneder ved at udsætte avlsfiskene for øget daglængde fra januar til juni (18 timer lys – 6 timer mørke) og med temperaturer øgende fra 7 til 15 °C efterfulgt af 6 måneder med kortere og koldere dage, d.v.s. 6 timer lys og 18 timer mørke og faldende temperaturer. Tilsvarende kan tidspunktet for kønsmodningen forsinkes ved den modsatte procedure.

Fra et produktionsmæssigt synspunkt foretrækkes fisk med forsinket kønsmodenhed, idet kønsmodne fisk (især hanner) udviser aggressiv adfærd, nedsat vækst og dårligere kødkvalitet. Men i forhold til avl foretrækkes derimod tidlig kønsmodenhed, idet der derved opnås kortere generationsintervaller og hurtigere avlsfremgang.

Det er velkendt, at systematisk avlsarbejde kan bidrage væsentligt til forbedring af produktionsøkonomien i opdrættet. Der er således i det norske avlsprogram for laks og ørred opnået avlsfremgange på mindst 10 % pr. generation (Gjedrem, 2000, 2004).

Avl er en form for produktudvikling. De fisk som klarer sig bedst i forhold til et givet mål for produktudviklingen, også benævnt avlsmålet, som f. eks. højst vækstrate, udvælges som avlsfisk til næste generation. Avlsfremgange opnået i en generation lægges til fremgangen i næste generation svarende til rentes-rente princippet.

Avlsfremgange kan tilskrives et samspil mellem arv og miljø. Systematisk avlsarbejde er derfor fokuseret på arvelige faktorer, mens miljøfaktoren søges minimeret ved at holde opdrætsbetingelserne så konstante som muligt.

Det er også vigtigt at understrege, at avlsarbejde har langsigtede perspektiver. Fra man starter et systematisk avlsarbejde kan der således gå op til 10 år før man ser væsentlige produktionsmæssige effekter.

Nogle producenter af øjenæg og yngel anvender specielle avlsplaner i forhold til specifikke avlsmål. Den enkelte avlsfisk identificeres ved mærkning med et mærke, en såkaldt chip eller pit-tag, der er 11,5 mm lang og 2,2 mm i diameter og som indeholder et unikt nummer på 9 tegn (tal og bogstaver). Pit-tag'en indsættes i fiskens rygmuskel tæt på rygfinnen ved hjælp af en kanyle på en injektionssprøjte med et stempel. Fiskens nummer kan aflæses med en scanner, der udsender et magnetfelt, som aktiverer pit-tag'en (figur 3).



Figur 3. Injektion af et mærke (“pit-tag”) i en fisk (venstre), pit-tag i nederste højre hjørne (midterste billede) og en pit-tag scanner (højre). Foto: Torben Nielsen og Alfred Jokumsen.

3.2 Klækkeri

Klækkerier kan være udformet som gennemstrømsanlæg, men et stigende antal dambrugere anvender recirkulationsteknologi i varierende grad. Klækkerierne er forsynet med et antal klækkerender, hvori der ligger klækebakker til de befrugtede æg (figur 4).

I klækkerier med recirkulationsteknologi forsynes æggene normalt med beluftet vand fra en højdetank (hvide tank i figur 4). Vandet passerer gennem bakkerne og løber til et

reservoir i gulvniveau, hvorfra en dykpumpe pumper vandet op over et rislefilter på toppen af højdetanken. Der forekommer dog flere varianter med genbrug af vand i klækkerier.

Temperaturen i klækkevandet holdes stabil omkring 7 °C ved hjælp af et termostattyret varmelegeme. For at undgå infektion med sygdomme kan vandet steriliseres med UV lys.



Figur 4. Klækkeri med klækkerender og bakker med æg.
Foto: Jørgen Jøker and Alfred Jokumsen.

3.2.1 *Strygning og befrugtning*

De relevante avlsfisk udvælges på baggrund af opnåede resultater i forhold til avlsmålene. Hvis der benyttes en egentlig avlsplan identificeres de enkelte avlsfisk ved pit-tag ID-nummeret. Udviklingen af æg og mælk i fiskene følges i ugerne før strygning. Det er helt afgørende for vellykket befrugtning og klækning, at strygning af æg sker lige omkring modningstidspunktet.

Fodring af avlsfiskene stoppes mindst 14 dage før strygning. En moden hun har en stålgrå og fast bug og æggelederen er synlig (figur 5).

Før strygningen skal man sikre sig, at al udstyr (klækkerender og bakker, slanger, spande, bægge m.v.) er desinficeret i iodophor, Actomar K30 eller tilsvarende desinfektionsmiddel. Klækkeriet skal desinficeres med 500 ppm formalin i ca. 1 døgn under udluftning eller med tilsvarende desinfektionsmiddel efterfulgt af iodbac (0,1 %) i 1 time.

Hver enkelt hunfisk bedøves og aftørres, og registreres evt. med pit-tag nummer, vægt og længde.

Strygningen foregår på følgende måde: Med venstre hånd holdes fisken ved haleroden. Fisken holdes i en vinkel på ca. 45 grader med hovedet opad og med kønsåbningen lige udenfor kanten af spanden (ægbeholderen) for at undgå vand, slim og maveindhold i æggene. Æggene stryges fra hunnen ved at presse forsigtigt med højre hånds tommelfinger langs bugen og lade de øvrige fingre følge efter langs siden af fisken.



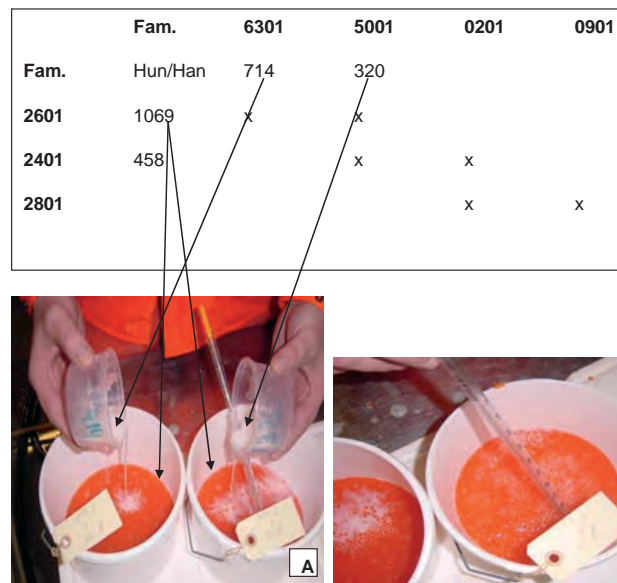
Figur 5. Kønsmodne hunfisk (venstre) og en hanfisk (højre). Foto: Alfred Jokumsen.

Avlsforskning har vist, at det såkaldte delvist faktorielle design resulterer i de mest optimale krydsninger i forhold til f. eks. indavl og sygdomme (Henryon et al., 2002). Dette delvise faktorielle krydsningsdesign betyder, at mælken fra en han anvendes til befrugtning af halvdelen af æggene fra hver af 2 hunner. Således bliver hver hunfisk befrugt af 2 hanfisk, d.v.s. hver halvdel af æggene befrugtes med halvdelen af mælken fra hver sin hanfisk (figur 6). Hver befrugt halvdel af æggene fra en given hunfisk udgør nu en familie af helsøskende, idet ynglen har en bestemt mor og far. Den anden halvdel af de befrugtede æg udgør tilsvarende en helsøskende familie. Men indbyrdes er de 2 familier halvsøskende, idet de har samme moder og 2 forskellige fædre og omvendt.

Den oven for beskrevne procedure benyttes af et stigende antal producenter af øjenæg og yngel. Metoden giver bedre mulighed for at observere væsentlige forskelle mellem ørredfamilier og udvælge de bedste familier til videre opdræt (Jokumsen et al., 2006a). De øvrige dambrugere anvender den traditionelle befrugtningsmetode med blanding af æg fra mange hunfisk med mælk fra nogle få hanfisk.

I praksis betyder det delvist faktorielle krydsningsdesign, at æggene fra hver hun deles i 2 portioner i 2 spande (figur 6A). Antallet af æg/10 ml tælles. Pit-tag ID-nummer anføres på hver spand. Æggene opbevares køligt (4-6 °C) indtil befrugtning. Afhængig af fiskestørrelse og alder producerer en hunfisk ca. 1.500–2.000 æg/kg og ca. 10.000 æg/l. En tilsvarende procedure anvendes for presning af mælk (sæd) fra hanfisk. Mælken fordeles i bægge med pit-tag ID-nummer (figur 6A).

Æggene befrugtes ved tørbefrugtning: De 2 portioner æg fra en hunfisk befrugtes med halvdelen af mælken fra hver af 2 hanfisk. Æggene blandes med mælken (figur 6B). Befrugtningen finder sted straks mælken tilsættes æggene, idet sædcellerne aktiveres og trænger ind i æggene. Blandingen henstår i minimum 10 minutter ved ca. 7 °C for at afslutte befrugtningen.



Figur 6. Delvist faktorielt parrings design: 2 portioner æg fra en udvalgt hun (nr. 1069 fra fam. 2601) befrugtes med mælk fra 2 hanfisk (nr. 714 fra familie 6301 og nr. 320 fra familie 5001), jf. figur 6A. I figur 6B bliver æg og mælk blandet (tørbefrugtning). Foto: Alfred Jokumsen.

De befrugtede æg skylles forsigtigt, gerne i fysiologisk saltvand (9 ‰ saltvand) for at fjerne overskydende mælk, æggeskaller og andet organisk materiale og dermed forebygge skimmel.

Æggene anbringes herefter i bakker i klækkerenderne og henstår uforstyrret og mørkt med en rolig vandstrøm i ca. 2 timer ved 7 °C, mens de opsuger vand. Under vandoptagelsen øges æggens volumen med ca. 40 % og er derfor meget følsomme over for stød under denne proces. I de efterfølgende timer er æggene ret robuste og kan evt. desinficeres.

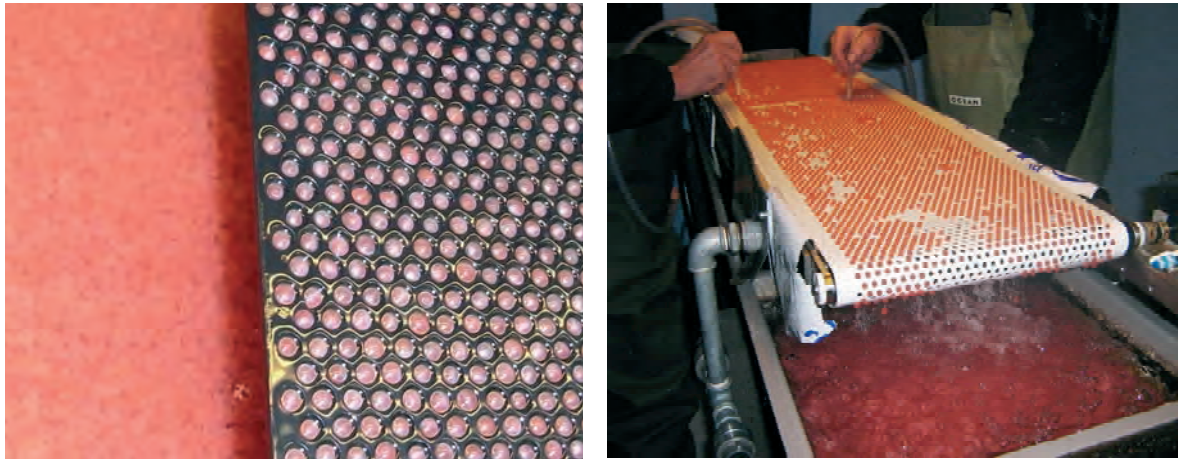
De enkelte portioner befrugtede æg (familier) registreres og lægges i separate klækkebakker. Æggene lades nu i ro i bakkerne ved 4-9 °C, men optimalt ved 7 °C.

Det er vigtigt at sikre rigelig vandstrøm op gennem lagene af æg. Æggene er meget følsomme over for lys og skal derfor beskyttes mod direkte sollys og i det hele taget skal der være så mørkt som muligt, d.v.s. tildækket eller der anvendes lysstofrør nr. 82 under pilning og rengøring af æg.

Æggene tilses dagligt og bakkerne løftes meget forsigtigt (2-3 cm) for at skabe bevægelse omkring æggene. Døde æg fjernes med en hævert. Til forebyggelse af skimmel, d.v.s. *Saprolegnia* bør æggene behandles med f. eks. formalin eller et tilsvarende svampemiddel med nogle dages mellemrum.

3.2.2 Æg udvikling og klækning

Æg af regnbueørred når øjenæg stadiet efter 180-200 daggrader, d.v.s. 26-29 dage efter befrugtning ved 7 °C (figur 7). I dette stadie er æggene robuste og kan håndteres og skylles for at fjerne urenheder m.v.



Figur 7. Øjenæg i bakke og en tælleplade med øjenæg (venstre billede). Til højre pilles æg ved et rullebånd. Foto: Jørgen Jøker og Lisbeth J. Plesner.

Klækkeudstyret rengøres, desinficeres og skylles grundigt før de rene æg lægges tilbage i bakkerne. Æggene behandles efter behov med Actomar K30 og døde æg fjernes indtil kort før klækning.

Æggene klækker efter ca. 300–350 daggrader, d.v.s. ca. 45 dage efter befrugtning (7 °C). I de første dage efter klækning ernæres ynglen af indholdet af blommesækken. Når blommen er ved at være opbrugt efter ca. 120 daggrader (ved 7 °C \approx ca. 14-20 dage) efter klækning og munden er fuldt udviklet, svømmer ynglen op til overfladen for at fylde svømmeblæren med luft og begynder at søge føde. Der kan nu forsigtigt tilføres lidt startfoder i bakkerne for at få ynglen i gang med at spise. Det kan være vanskeligt at holde god hygiejne i bakkerne, når der fodres med tørfoder, og derfor bør ynglen inden for få dage flyttes til et yngelanlæg, f. eks. kummer. Klækkeresultatet kan nu opgøres som antal fødesøgende yngel i forhold til antallet på øjenæg stadiet (Jokumsen et al., 2006a).

3.3 Yngel

Yngelanlægget kan være et gennemstrøms anlæg med betonkummer. Vandforsyningen kan være en kilde/grundvand eller et vandløb. Men det er mest hensigtsmæssigt med vandforsyning fra kilde eller boring på grund af mindre risiko for sygdomssmitte samt konstant temperatur og mere stabil vandforsyning og -kvalitet.

Nogle yngelproducenter anvender imidlertid recirkulations teknologi. Recirkulationsteknologien giver mulighed for at opdrætte fiskene ved en højere temperatur og sikre en bedre og mere stabil vandkvalitet, som kan give bedre tilvækst og fiskevelfærd.

Ynglen fodres med foder granulat (\approx 0,5 mm piller), jf. kap. 3.5. Fodringen skal påbegyndes inden blommesækken er brugt helt op for at sikre at flest mulige fisk bliver

tilvænnet tørfoder. Foderet tildeles i overskud for at sikre at alle fisk tilbydes foder. Foderet tildeles evt. med automatiske clock-foder automater. Det er meget vigtigt, at foderrester og fækalier fjernes dagligt med hævert eller med vandstrømmen for at holde god hygiejne i karrene.

I takt med at fiskene vokser justeres pillestørrelse og daglig foderration (Jokumsen et al., 2006a). Yngelstadiet varer ca. 500 daggrader, d.v.s. ca. 10 uger ved 7 °C, hvor størrelsen ligger på ca. 5 g/stk.

Fiskene kaldes nu for sættefisk og kan de følgende 2–3 måneder vokse op til en størrelse på ca. 50 g/stk ved ca. 7 °C. Fiskene sælges nu ofte videre fra yngel og sættefisk producent til videreopdræt til konsum størrelse i produktionsdambrug – eller evt. som sættefisk til havbrug. Udtrykket ”sættefisk” er således ikke entydigt, idet regnbueørreder på ca. 800 g/stk til udsætning til opdræt i saltvand i havbrug også benævnes sættefisk (Bregnballe & Jokumsen, 1985).

3.4 Produktion til konsum

Dambrugerne anvender forskellige fodringsstrategier ved opdræt af sættefisk til salgsklar størrelse. Nogle dambrugere anvender computerstyret automatisk fodring, mens andre anvender selvfodrings pendul automater. Men den anvendte fodringsstrategi skal altid vurderes i forhold til opdrætsbetingelserne, d.v.s. vandtemperatur, iltforhold, vandkvalitet etc.

Det mest almindelige er fodring efter tabel (restriktiv), d.v.s. fodring næsten til mæthed (*ad libitum*) med henblik på at optimere den specifikke vækstrate (SGR) og foderkvotienten (FK).

Idet det antages at fisk vokser eksponentielt defineres den specifikke vækstrate (SGR) som:

$$SGR = (\exp((\ln W_t - \ln W_0)/(T_1 - T_0)) - 1) * 100, \quad (1)$$

hvor

W_0 = Biomasse ved periodens start

W_1 = Biomasse ved slutningen af perioden

$T_1 - T_0$ = Antal foderdage i perioden.

Foderkvotienten (FK) defineres som:

$$FK = \text{Foder tildelt (kg)/tilvækst (kg)} \quad (2)$$

Ifølge Dambrugsbekendtgørelsen, 1989, 1998 må FK ikke overstige 1,0.

Den vigtigste forskel mellem *restriktiv* fodring og *ad libitum* fodring er, at restriktiv fodring retter fokus mod bedst mulig foderudnyttelse og minimum foderspild, d.v.s. lavest mulig foderkvotient (FK), mens man ved *ad libitum* fodring (efter ædelyst) kan opnå den højeste vækstrate (SGR), men med risiko for foderspild, der vil medføre højere FK.

Restriktiv fodring er den mest udbredte strategi på de danske dambrug. Derved stiles mod den bedste udnyttelse af foderkvoterne og minimering af stofudledninger til miljøet (Jokumsen et al., 2006a).

Det skal imidlertid også erindres, at fiskens længdevækst sker i en dimension, mens den generelle øgning i vækst sker i 3 dimensioner. For hvert (1) gram proteintilvækst indlejres 3 gram vand, mens fedt ikke binder vand. Det betyder, at man må forvente øgede fedtindlejringer ved fodring efter ædelyst (Jokumsen et al., 2006a).

Den valgte fodringsstrategi antages derimod ikke at have indflydelse på fiskens evne til at udnytte foderet.

De fleste dambrugere anvender et computer styret fodringsprogram, som beregner den daglige fodermængde pr. dam ud fra fiske størrelse, biomasse, forventet foderkvotient, temperatur, evt. forekomst af sygdomme m.v.

3.5 Foder

Udgiften til foder er den største omkostning ved produktion af regnbueørreder, hvorfor både foderets kvalitet og fodringsstrategien er af afgørende betydning for produktionsøkonomien. Foderet skal forsyne fisken med energi og de nødvendige næringsstoffer for god vækst og foderudnyttelse samt god sundhedstilstand. Kravene til fodersammensætningen varierer imidlertid med størrelsen af fisken i de forskellige størrelsesgrupper fra yngel til sættefisk, portionsfisk og evt. avlsfisk. Endvidere er fodringsstrategien og foderudnyttelsen i de forskellige faser i opdrættet rettet mod at maksimere produktionsøkonomien og minimere tabet af næringsstoffer til recipienten.

Hovedkomponenterne i fiskefoder er protein, fedt, kulhydrater, vitaminer og mineraler. Men både kvalitet, sammensætning og mængdeforholdene mellem de enkelte komponenter er vigtige for fiskens udnyttelse af foderet og den resulterende vækst og fiskens generelle velbefindende. Hvis blot et essentielt næringsstof (f.eks. en essentiel aminosyre) er i underskud i forhold til fiskens behov, vil dette næringsstof blive begrænsende for fiskens vækst, ligesom det også kan have en negativ effekt på fiskens sundhedstilstand, påvirkning af miljøet og i sidste ende produktionsøkonomien.

Der udvikles recepter for fodersammensætningen for hvert af fiskens livsstadier, d.v.s. starter, yngel, sættefisk, opfodring til salgsklar fisk og moderfisk. Valget af fodertype afhænger også af opdrætsbetingelser og driftsledelse.

Foderpillerne fremstilles ved ekstrudering, d.v.s. blandingen af ingredienser udsættes kortvarigt for højt tryk og høj temperatur. Den nu sirupsagtige masse presses gennem ekstruderens dyser, hvorved der fremkommer ekspanderede og porøse piller, som er i stand til at opsuge relativt høje mængder olie. Pillerne kan således opnå et olieindhold på mere end 30 %.

De forskellige fodertyper kan overordnet inddeles som angivet i tabel 1, men med glidende overgange mellem benævnelser og størrelseskategorier.

Tabel 1. Opdeling af fodertyper med deklareret sammensætning af protein og fedt samt pillestørrelser for specifikke fiskestørrelser.

Fodertype	Deklareret protein/fedt indhold, %	Pillestørrelse, mm	Fiskestørrelse, g
Yngel/starter	60/14	0,5 – 1,5	0 – 10
Sættefisk	46/23	2,0	10 – 50
Vokse	43/30	3,0 – 9,0	50 – 4.000
Moderfisk	50/13	9,0	1.000 – 4.000

I henhold til Dambrugsbekendtgørelsen, 1989 stilles følgende krav til foderets sammensætning:

- Brutto energiindholdet skal være mindst 5,8 Mcal/kg. Min. 80 % af brutto energien skal være omsættelig
- Kvælstof indholdet må ikke overstige 9 % af foderets tørvægt
- Fosforindholdet må ikke overstige 1,0 % af foderets tørvægt
- Støvindholdet må ikke overstige 1 %.

4.0 Veterinære forhold

Det er meget vigtigt så vidt muligt at holde dambrugene fri for sygdomme af hensyn til både produktionsøkonomien og dambrugets sundhedsstatus, men også for at undgå spredning af sygdomme til andre dambrug. Mindre forekomst af sygdomme betyder også mindre forbrug af medicin og hjælpestoffer, der også er en fordel for miljøet.

Der findes således særlige restriktioner i forhold til transport af opdrætsfisk og æg i såvel den danske som i EU lovgivningen med henblik på at forebygge spredning af fiskesygdomme mellem EU-zoner eller områder, som er godkendt frie for specifikke sygdomme. Hele Danmark inklusive havterritoriet er godkendt sygdomsfri for den amerikanske virussygdom, IHN (Infectious Haematopoietic Necrosis). Store områder og mange dambrug er godkendt sygdomsfri for Egtvedsyge, VHS (Viral haemorrhagic Septicaemia).

Der er gennemført et omfattende VHS-udryddelsesprogram med henblik på at udrydde Egtvedsyge i Danmark. Programmet var særligt koncentreret om de store å-systemer Vejle Å og Skjern Å vandområderne. Udvalgte dambrug med høj infektionsrisiko samt dambrug, hvor sygdommen var konstateret, blev tømt for fisk og desinficeret.

I henhold til EU rådsdirektiv 2006/88 er der indført et system, hvor akvakulturanlæg inddeles i kategorier i forhold til sundhedsstatus af fiskene på de enkelte anlæg (tabel 2). Fødevarestyrelsen overvåger alle danske dambrug ved årlige besøg og udtagning af prøver. På grundlag af disse inspektioner og analyser af de udtagne prøver bliver hvert dambrug henført til en kategori i et register over de vigtigste fiskesygdomme (tabel 2 og Fødevarestyrelsen, 2009). I tabel 2 er angivet sundhedsstatus på fisk, som må føres ind i områder med en given kategori.

Tabel 2. Sundheds kategorier og lovlige handelsruter i EU.

Kategori	Status	Indføre fisk fra	Overføre fisk til
I	Sygdomsfri	Kun kategori I	Alle
II	Overvågningsprogram	Kun kategori I	Kategori III og V
III	Udefineret	Kategori I, II og III	Kategori III og V
IV	Bekæmpelsesprogram	Kun kategori I	Kategori V
V	Inficeret	Alle	Kategori V

4.1 Medicin og hjælpestoffer

Intensiv fiskeproduktion indebærer risiko for, at fiskene smittes med forskellige sygdomme (bakterier, virus, parasitter, svampe etc.). Som ved al anden husdyrproduktion behandles disse sygdomme med medicin og hjælpestoffer. Antibiotika er godkendte lægemidler, som ordineres af en dyrlæge og gives til fisken iblandet foderet. Nogle hjælpestoffer kræver ikke recept og tilsættes direkte i vandet med henblik på at forbedre vandkvaliteten og dermed opdrætsforholdene for fiskene.

Udbrud af bakteriesygdomme forebygges ved vaccination og de fleste regnbueørred yngel vaccineres rutinemæssigt mod rødmundsyge, ERM (Enteric Redmouth Disease) (Bruun et al., 2007).

Antibiotika hæmmer eller dræber de sygdomsvoldende bakterier i fisken. De syge fisk fodres med foder, hvor den foreskrevne medicin er tilsat inden det leveres fra foderfabrikken. Behandlingsperioden er normalt på 5–10 dage afhængig af antibiotikatype og hvilken sygdom, der behandles imod. Efter behandling følger en tilbageholdelsesperiode, hvor fiskene ikke må anvendes til konsum. Længden af denne karenstid afhænger af den anvendte antibiotika type samt af vandtemperaturen.

Men brug af antibiotika indebærer risiko for udvikling af resistens, d.v.s. at bakterierne ikke dræbes af den pågældende medicin. Der er også risiko for lækage af medicin fra foderet til vandet eller direkte udskillelse fra fisken, og afhængig af omsætningsraten (Pedersen et al., 2010) og dambrugets indretning og drift kan noget af medicinen således ende i recipienten. Men de enkelte dambrug skal tage forholdsregler med henblik på opfyldelse af specifikke Miljøkvalitetskriterier (MKK) i recipienterne (vandløb, åer og søer).

Miljøstyrelsen har fastsat Miljøkvalitetskrav for hvert stof baseret på toksiske værdier fra litteraturen. Miljøkvalitetskriterierne er baseret på forsigtighedsprincippet for at være sikker på, at ingen organismer udsættes for forringede miljøforhold. For f. eks. formalin er grænseværdien angivet som gennemsnitlig udledt koncentration under behandling (10 µg/l) eller som en maksimal akut værdi, der aldrig må overskrides (46 µg/l) (Pedersen, 2009).

De danske miljølove stiller konkrete krav til dambrugene, som fremgår af miljøgodkendelsen, der udarbejdes for hvert enkelt dambrug. I et dambrugs miljøgodkendelse fastsættes bl.a. specifikke krav til produktionen, vandbehandling, driftspraksis, kvaliteten af det udledte vand fra dambruget, brug af medicin og hjælpestoffer.

Det totale forbrug af antibiotika anvendt i dansk akvakultur fra 2003 til 2008 er angivet i tabel 3.

Tabel 3. Forbrug af antibiotika^{*)} i danske dambrug (2003–2008) opgjort efter indberetninger til Vetstat (Henriksen, 2009). Tallene er afrundet til nærmeste “100 kg”. Årlig fiskeproduktion er angivet i figur 10.

År	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Antibiotika (kg)	2.400	1.400	1.000	1.900	1.800	1.400

*) Amoxylin, oxolinsyre, oxytetracyclin, sulfadiazin, trimethoprim, florfenicol.

Forbruget af antibiotika i perioden 2003 til 2008 svarer til ca. 50 mg antibiotika (aktivt stof)/kg produceret fisk (Henriksen, 2009).

Forskningen på området er rettet mod forbedring af behandlings – og driftsprocedurer, forebyggelse ved vaccination og øget sygdomsovervågning på dambrugene (Bruun et al., 2007).

Et alternativ til anvendelse af antibiotika er behandling med de såkaldte probiotika som et nyt redskab til at forhindre udbrud af bakteriesygdomme. Probiotika er bakterier, som ikke selv inficerer fisken, men som kan hæmme infektion med andre bakteriearter. Hæmningen af de sygdomsvoldende bakterier kan være gennem konkurrence om næring eller udskillelse af stoffer, som enten hæmmer eller dræber de andre bakterier.

Anvendelse af probiotika i foderet kan få stor miljømæssig betydning, idet mindre risiko for sygdomme betyder mindre forbrug af medicin og dermed mindre risiko for medicinrester i miljøet.

Ud over medicin anvendes også kemiske hjælpestoffer med forskellige formål i opdrættet, f. eks. vandbehandling mod snyltetere (parasitter), desinfektion, pH justering etc.

I tabel 4 er angivet tal for forbruget af hjælpestoffer i danske ferskvandsdambrug (ekskl. formalin) i perioden 2003 til 2005. Tallene er dog kun retningsgivende, da de er forbundet med usikkerhed (By- og Landskabsstyrelsen, 2009).

Tabel 4. Statistisk oversigt over dambrugernes indberetninger over forbrug af hjælpestoffer (ekskl. formalin) i perioden 2003–2005 afrundet til nærmeste ”100 kg”.

Hjælpestof	2003	2004	2005
Kalk (* 1000 kg)	1.100	800	1.000
Kobbersulfat (kg)	7.700	3.400	2.100
Kloramin-T (kg)	7.100	4.900	2.500
Brintoverilte (kg)^{*)}	5.300	7.600	2.000
Natriumkarbonat (kg)	3.600	9.500	2.300
Natriumklorid (kg)	41.000	31.000	63.000

^{*)} Brintoverilte (BOI) anvendes som natrium perkarbonat (indeholder 33 % BOI)

I tabel 5 er angivet indberettede tal for forbruget af formalin i perioden 2003 til 2008 og de tilsvarende tal indsamlet af Dansk Akvakultur (Henriksen, 2009).

Tabel 5. Forbrug af formalin (37 %) i danske dambrug (2003–2008) afrundet til nærmeste ”100 kg”. ”Officiel stat.” er tal fra dambrugernes indberetninger til Danmarks Statistik. ”Dansk Akva.” er tal indsamlet af Dansk Akvakultur (Henriksen, 2009).

Formalin (kg)	2003	2004	2005	2006	2007	2008
Officiel stat.	151.000	66.000	40.000	196.000	126.000	-
Dansk Akva.	110.000	101.000	103.000	149.000	142.000	157.000

De indberettede tal til Danmarks Statistik er forbundet med stor usikkerhed på grund af fejl i indberetningerne (By- og Landskabsstyrelsen, 2009; Henriksen, 2009).

Forbruget af formalin ser imidlertid ud til at have en stigende tendens, men det afgørende er den mængde, der udledes til recipienten. Således tyder analyser på, at udledningen af formalin pr. kg fisk er relativt lavere på modeldambrug type 3 (jf. kap. 6) end fra traditionelle dambrug (Sortkjær et al., 2008). Den lavere relative udledning fra modeldambrug type 3 sammenlignet med traditionelle dambrug skyldes sandsynligvis højere omsætning af formalin i modeldambrug, især i biofiltre og i plantelaguner i sammenhæng med den lange opholdstid inde på dambruget og i plantelagunerne (Henriksen, 2009). Omsætning af formalin er endvidere blevet vist i recirkuleringsanlæg (Pedersen et al., 2010).

Formalin er et sundhedsskadeligt stof (kræftfremkaldende), som derfor er u hensigtsmæssig at anvende. Derfor undersøges mulige alternative stoffer til erstatning for formalin. En af disse er brintoverilte, som har vist sig at være hurtigt nedbrydeligt med halveringstider på

få timer sammenlignet med formalin og kloramin-T (Bruun et al., 2007). Der er endvidere udviklet en model, der kan beregne udledningskoncentration af udvalgte stoffer (Bruun et al., 2007).

Forskningsindsatsen på området er prioriteret i forhold til at reducere forbrug og udledning af stoffer fra dambrug, som er skadelige for miljøet. Forskningen er fokuseret på mere viden om vaccination og specifikke medicin og hjælpestoffer, d.v.s. kvantificering af udledning, miljømæssig effekt, omsætningshastigheder og muligheder for at erstatte nogle af de anvendte stoffer med mere miljøvenlige stoffer.

5.0 TRADITIONELLE DAMBRUG

I et traditionelt dansk dambrug indtages vandet fra et nærtliggende vandløb eller en å og vandet løber gennem dambruget drevet af tyngdekraften, d.v.s uden nævneværdig brug af pumpeenergi. Oprindeligt blev dammene gravet direkte i jorden i å-dalene tæt ved åen (figur 8), men nogle af de traditionelle dambrug har erstattet jorddammene med betondamme eller andet vandtæt materiale.

I begyndelsen skete ørredproduktionen typisk ved at vandet blev taget ind ved et stemmeværk og efter passage af dambruget blev vandet ledt tilbage til åen uden nogen egentlig rensning. Men siden 1980'erne har dambrugserhvervet gennemgået en stor teknologisk udvikling med henblik på reduktion af miljøpåvirkningen fra produktionen. Endvidere har opstemninger af vandløbene med stemmeværker hæmmet den fri passage for fisk og anden fauna op gennem vandløbene, hvor der ikke var etableret effektive fisketrapper eller omløbsstryg (figur 8).



Figur 8. Omløbsstryg ved Løjstrup Dambrug (venstre billede), og ved Bregnholm Mølle Dambrug med indløbs-riste (højre billede). Foto: Lisbeth J. Plesner.

Den frie passage gennem hele vandløbsstrækningen er særlig vigtig for laksefisk, som vandrer ud i havet for at gyde. Den frie faunapassage er blevet tilgodeset ved forskellige teknologier, hvor dambrugene har gjort sig mindre afhængige af indtaget vand fra vandløbet, d.v.s. ved genbrug af vand eller brug af recirkuleringsteknologi og mange opstemninger er blevet fjernet og der er i stedet etableret omløbsstryg (figur 8 og 9).

Endvidere er der installeret riste ved både indløb og udløb fra dambrugene for at hindre indtrængen af bl.a. fisk m.v. fra vandløbet samt udslip af fisk fra dambrugene (figur 8 og 9).

Siden 1989 er driften af danske dambrug reguleret ved en række regler i den såkaldte "Dambrugsbekendtgørelsen", som senere er revideret i 1998. Alle dambrug fik tildelt en årlig foderkvote og foderudnyttelsen udtrykt ved foderkvotienten (= kg udfodret/kg tilvækst) må ikke overstige 1,0. Kvaliteten af foderet skulle opfylde givne specifikationer (Dambrugsbekendtgørelsen, 1989) og brug af vådfoder og bløde piller blev forbudt. Alle dambrug skulle have installeret et bundfældningsbassin til fjernelse af næringsstoffer, organisk og partikulært stof. Endvidere skulle dambrugerne deltage i et prøvetagningsprogram med typisk 2 til 6 vandprøver pr. år i ind- og udløb med henblik på

dokumentation af deres netto-udledning af næringsstoffer (kvælstof og fosfor), suspenderet og organisk stof. En væsentlig følge af den nye lov var, at dambrugerne kun kunne øge deres produktion gennem bedre udnyttelse af foderet. Der er derfor sket en betydelig udvikling af effektive fodertyper med høj udnyttelse i fisken i kombination med forbedret fodringsteknologi (jf. figur 10), reduceret vandindtag og forbedret driftsledelse (Jokumsen, 2002). I takt hermed er der sket en markant øgning i mængden af producerede fisk pr. kg foder, samtidig med en relativ reduktion i udledningen af næringsstoffer og organisk stof pr. kg produceret fisk fra dambrugene.

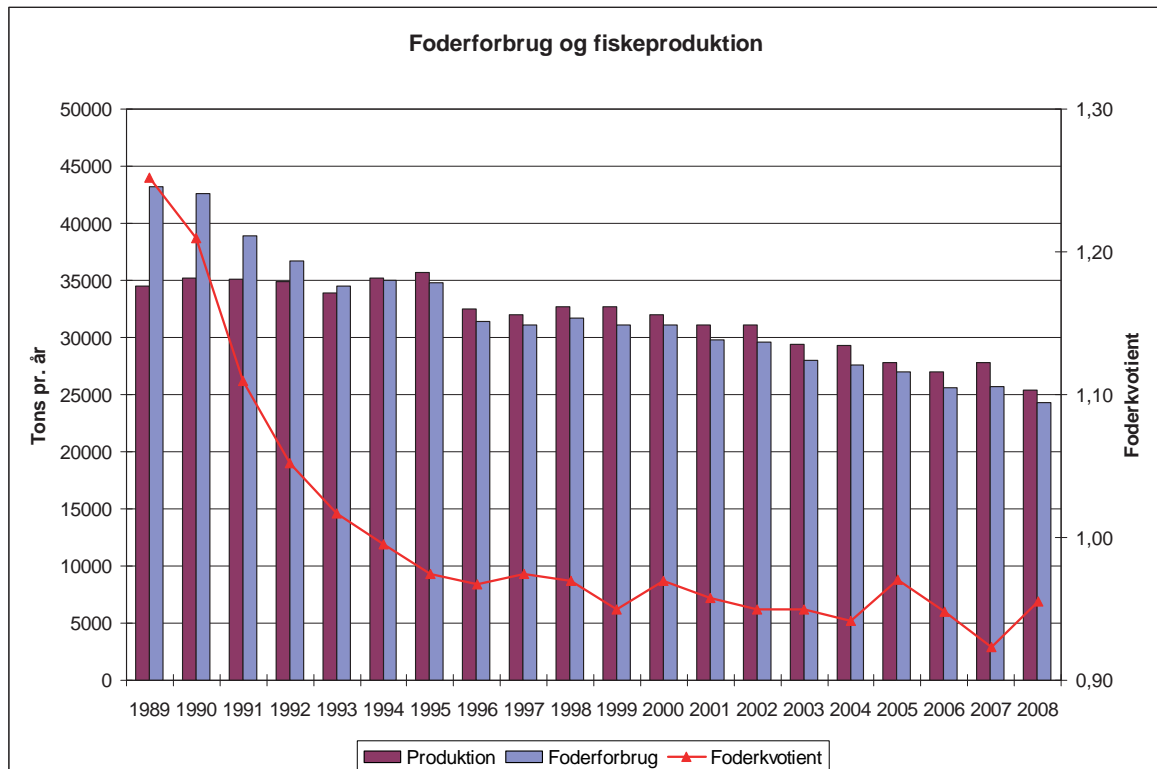


Figur 9. Gørklint Dambrug – et traditionelt dambrug med produktion af “guldørred”. Indsat billede i venstre hjørne viser “frivand” og vandindtaget med riste. Foto: Lisbeth J. Plesner.

Der er sat specifikke miljømålsætninger for hovedparten af de større danske vandløb (ca. 27.000 km), der er defineret som Dansk Vandløbs Fauna Index (DVFI), som er et mål for artssammensætningen af de smådyr, der lever på bunden af vandløbet - (Friberg et al., 2006). Det skal således være sandsynliggjort, at udledninger fra et givet dambrug ikke vil forhindre opfyldelse af miljømålsætninger nedstrøms dambruget, ligesom en evt. opstemning ikke må gøre det opstrøms dambruget. I dambrugets miljøgodkendelse er givet betingelser, som skal sikre målopfyldelse for alle vandløbsstrækninger i tilknytning til dambruget.

Ud over en foderkvote skal dambrugene opfylde udlederkrav i forhold til statistiske maksimums koncentrationer (og/eller mængder) i udløb af næringsstoffer, organisk og suspenderet stof, ligesom iltindholdet i det udledte vand skal opfylde en minimumsgrænse. Hertil kommer hensyn til en række andre danske love og EU-direktiver som opfyldelse af Miljømålsloven, regulering af vandindvinding, beskyttelse af vild fauna mod indtrængen på dambruget med indtagsvandet, regulering i forhold til naturbeskyttelse, reguleringer i

forhold til byggeri, støj og lugt, anvendelse af medicin og hjælpestoffer, kontrol med rovdyr, deponering og anvendelse af slam fra bundfældningsbassiner etc.



Figur 10. Udviklingen i produktionen af ørred, foderforbruget og foderkvotienten på danske dambrug fra 1989 til 2008. Kilde: By- og Landskabsstyrelsen 2009.

Idet der tages hensyn til de lokale forhold indgår der i en miljøgodkendelse også krav om så vidt muligt anvendelse af bedst tilgængelige teknologi, også kaldet BAT (Best Available Technology), d.v.s. krav til dambrugskonstruktion og udstyr, herunder renseforanstaltninger, begrænset vandindtag fra vandløbet, fodersammensætning og styring af fodring, tilsætning af ilt, vaccination, brug af medicin og hjælpestoffer etc.

I forbindelse med at dambrugene har skullet opfylde kravene i miljøgodkendelsen har de fleste traditionelle dambrug gennemgået teknologiske forandringer med varierende grad af bl.a. vandrensning, genbrug af vand, beluftning, iltning etc. af hensyn til krav til frivand og faunapassage samt opfyldelse af miljømålsætningen for vandløbet. I mange tilfælde er også de anvendte teknologier tilpasset de lokale forhold.

Rammebetingelserne for dambrugssektoren var imidlertid ikke entydige, idet der var utilstrækkelig dokumentation for sammenhængen mellem dambrugsdriften og dets påvirkning af vandmiljøet. Endvidere manglede der dokumentation for effekten af forskellige renseteknologier på dambrugene. Dette bredt erkendte faktum resulterede i ideen om "Modeldambrug".

6.0 MODEL DAMBRUG

Formålet med modeldambrugskonceptet var at:

- Opnå dokumentation for drifts- og miljøparametre i ørred dambrug, herunder dokumentation af den specifikke udledning af
 - Kvælstof (ammonium, nitrat og total kvælstof)
 - Fosfor (opløst og total fosfor)
 - Biokemisk iltforbrug (BI_5), som er et udtryk for den mængde ilt, der forbruges ved aerob, mikrobiel nedbrydning af en vandprøves indhold af organisk stof over 5 døgn i en lukket tætsluttende glasflaske ved 20 °C og i mørke
 - Kemisk iltforbrug (COD), som er et mål for det totale indhold af organisk stof i en vandprøve
 - Dokumentation for og fastlæggelse af effektiviteten af de specifikke renseforanstaltninger: mikrosigter, slamfælder, biofiltre og plantelaguner
- Reducere forbruget af ferskvand
- Forøge tilbageholdelsen og omsætningen af organiske stoffer og næringsstoffer
- Opnå målopfyldelse i recipienterne (vandløb, søer og fjorde)
- Forøge fiskeproduktionen uden en tilsvarende forøget forurening
- Lette de administrative byrder ved behandling af dambrugssager.



Figur 11. Ejstrupholm modeldambrug type 3. Produktionsanlægget omfatter 2 sektioner hver bestående af 2 beton raceways. I forgrunden 3 betondamme til levering af fisk. I baggrunden til venstre plantelagunerne bestående af de tidligere jorddamme, der nu er begroet med planter. Foto: Lars M. Svendsen.

Tre forskellige typer af modeldambrug blev udviklet på baggrund af teoretiske beregninger af effekten af at implementere forskellige renseteknologier på eksisterende traditionelle dambrug. Af forskellige grunde (tilgængelighed af vand, økonomi mm.) blev der dog kun bygget type 1 og type 3 af modeldambrugstyperne (se tabel 6 og figur 11).

Tabel 6. De vigtigste parametre til beskrivelse af de 3 typer modeldambrug. Der er taget udgangspunkt i et standard dambrug med et årligt foderforbrug på 100 tons, en stående bestand på 40 tons regnbueørreder og en gennemsnitlig fiskestørrelse på 120 g/stk samt en maksimal bestandstæthed på 50 kg/m³ (Modeldambrugsbekendtgørelsen, 2002; Dambrugsudvalget, 2002).

Dambrugstype	Model 1	Model 2	Model 3
Dam materiale	Jord eller beton	Jord eller beton	Beton
Vand recirkulation ¹⁾ (min. %)	70	85	95
Vandforbrug (maks. l/s)	125	60	15
Fisketæthed (maks. kg/m ³)	50	50	50
Vandets opholdstid i produktionsdammene (min. timer)	8,9	12,3	18,5
Maksimal daglig udfodring (kg)	800	800	800
Slamopsamling i bassiner	Ja	Ja	Ja
Decentrale bundfældningszoner (f.eks. slamkegler)	Ja	Ja	Ja
Anlæg til fjernelse af partikulært stof	Ja	Ja	Ja
Biofilter	Nej	Ja	Ja
Plantelaguner (1440 m ²) ²⁾	Ja	Nej	Ja

¹⁾ (Intern recirkulationsflow/(Intern recirkulationsflow + Vandindtaget)) * 100

²⁾ Minimum opholdstid 9 timer i plantelaguner og en maksimal hydraulisk belastning på 1 l pr. 48 m² plantelagune og en gennemsnitsdybde på 0,7 – 0,9 m.

På baggrund af erfaringer fra behandling af produktionsvand i de enkelte renseenheder på dambrug, fra spildevandsrensning på renseanlæg samt teoretiske betragtninger, blev der fastsat formodede rensegrader for kvælstof, fosfor og organisk stof (BI₅) i Modeldambrugsbekendtgørelsen, 2002 (tabel 7), som blev anvendt til at regulere tilladte foder-mængder.

Tabel 7. Formodede rensegrader i Modeldambrugsbekendtgørelsen for henholdsvis organisk stof (BI₅), total kvælstof og total fosfor (Modeldambrugsbekendtgørelsen, 2002).

	BI ₅ (%)	Total kvælstof (%)	Total fosfor (%)
Traditionelt ferskvandsdambrug	20	7	20
Modeldambrug type 1	70	7	55
Modeldambrug type 2	50	15	45
Modeldambrug type 2 uden mikrosigter	45	11	40
Modeldambrug type 3	80	15	65
Modeldambrug type 3 uden mikrosigter	75	11	60

Sammenhængen mellem rensegrader (R) og tilladt fodermængde (F) beregnes efter formlen:

$$F_M = ((1-R_n)/(1-R_N)) * F_T, \quad (3)$$

hvor

F_M = Foderkvote for modeldambrug

F_T = Foderkvote efter Dambrugsbekendtgørelsen, 1989 inden ombygning til modeldambrug

R_n = Rensegrader for henholdsvis BI_5 , kvælstof og fosfor for et traditionelt dambrug
(Dambrugsbekendtgørelsen, 1989)

R_N = Rensegrader for henholdsvis BI_5 , kvælstof og fosfor for et modeldambrug

Den tilladte foderkvote er den mindste værdi, som fremkommer ved anvendelse af rensegraderne for henholdsvis BI_5 , kvælstof og fosfor.

For at dokumenterer rensegraderne systematisk blev der gennemført et omfattende måleprogram i en periode på 2 år på 8 modeldambrug type 3, som var nogle af de første, der blev ombygget fra traditionelle dambrug til modeldambrug.

Under måleprogrammet blev der tilvejebragt en grundig dokumentation af massebalancer, tab af næringsstoffer, organisk og opløst stof, rensegrader og -effektivitet af de forskellige renseforanstaltninger, udledning pr. kg produceret fisk m.v. (Svendsen et al., 2008). De 8 dambrug, der deltog i den 2-årige forsøgsordning, fik mere end fordoblet deres foderkvote i forhold til den foderkvote, de kunne opnå efter Dambrugsbekendtgørelsen, 1989, da den forventede rensegrad for fosfor blev anvendt til fastsættelse af foderkvoten. Hvis den forventede rensegrad for kvælstof var blevet anvendt i stedet, havde modeldambrugene under forsøgsordningen kun fået en foderopskrivning på 40-50 % ekstra foder i forhold til den foderkvote, de kunne opnå efter Dambrugsbekendtgørelsen, 1989. Det var forudset, at dette ikke havde været en tilstrækkelig forøgelse af foderkvoten i forhold til at dambrugerne skulle afskrive og forrente de investeringer, der skulle til for at ombygge et traditionelt dambrug til et modeldambrug. Resultaterne af de 2 års undersøgelser skulle efterfølgende danne grundlag for reguleringen af modeldambrugene.

Modeldambrug kan i øvrigt tildeles 10 tons ekstra foder for hver 1.000 m² plantelagune, som etableres ekstra (udover minimumskravet der fremgår af tabel 6) baseret på måleresultater, der viste fjernelse af 1 g nitrogen pr. m² plantelagune pr. dag (0,365 kg N pr. år) (Fjorback et al., 2003).

6.1 Modeldambrug type 1

Modeldambrug type 1 er ekstensive dambrug med mekanisk rensning og recirkulering af vand, d.v.s. maks. 1,25 l vand/sek/tons foder/år (tabel 6). Der er forudsat en forholdsvis effektiv intern omsætning af næringsstoffer samt en relativ lav fisketæthed. Vandrensning foregår ved intern omsætning i henholdsvis slamkegler, mikrosigter (eller kontaktfiler), plantelaguner og i slambehandlingsanlæg (tabel 6 og figur 12). I modeldambrug type 1 er det ikke nødvendigt at etablere biofilter.



Figur 12. Bregnholm Mølle modeldambrug type 1 med mikrosigte indsat i højre hjørne. Foto: Lisbeth J. Plesner.



Figur 13. Plantelagune på Bregnholm Mølle modeldambrug type 1. Foto: Lisbeth J. Plesner.

Forholdsvis mange traditionelle dambrug har valgt at bygge om til modeldambrug type 1 dels p.g.a. forholdsvis lave omkostninger ved ombygning og dels muligheden for at opnå 10 tons ekstra foder pr. 1.000 m² ekstra etableret plantelagune (figur 13).

6.2 Modeldambrug type 2

Modeldambrug type 2 er intensive dambrug med både mekanisk og biologisk vandrensning, lavt vandforbrug og en større recirkuleringsgrad i forhold til modeldambrug type 1. Udover intern omsætning af næringsstoffer foregår vandbehandlingen i slamkegler, mikrosigter (frivilligt), biofiltre og slambehandlingsanlæg. I modsætning til modeldambrug type 1 og type 3 er der ikke krav om plantelaguner for modeldambrug type 2 (jf. tabel 6). Ingen danske dambrug har endnu bygget om til modeldambrug type 2, hvilket sandsynligvis skyldes de høje omkostninger ved ombygning i forhold til den opnåede forhøjede foderkvote.

6.3 Modeldambrug type 3

Modeldambrug type 3 omfatter den højeste grad af teknologi samt det laveste forbrug af frisk vand på maks. 0,15 l vand/sek/ton foder/år eller maks. 3.600 l pr. kg produceret fisk. I praksis er vandindtaget dog betydeligt lavere med deraf følgende øget recirkuleringsgrad. Vandmængden er således en faktor 15 til 25 mindre end vandforbruget ved produktion i traditionelle dambrug. Desuden har modeldambrug type 3 den højeste grad af recirkulation (95 %) og er indrettet med mekaniske og biologiske recirkulationsteknologier inden for rensning af produktionsvand.

I modeldambrug type 3 indgår elementerne som er beskrevet i figur 14 og i tabel 6.



Figur 14. Kongeåens modeldambrug type 3. Produktionsenhederne omfatter 3 sektioner, der hver består af 2 beton raceways med mikrosigter (maskestørrelse 74 µm) foran biofilter sektionerne (forgrunden). I baggrunden til venstre ses plantelagunerne bestående af de tidligere jorddamme og indløbs- og udløbskanaler (Svendsen et al., 2008). Foto: Lars M. Svendsen.

I de anlagte modeldambrug type 3 kommer vandindvindingen fra det øvre grundvandsmagasin, via borer, kilder eller fra dræn under produktionsanlægget, hvilket betyder, at dambrugene i princippet er uafhængige af vandindvinding fra vandløbet. Der har således ikke været behov for opstemningsanlæg i vandløbet, hvilket betyder, at der stort set ikke er nogen påvirkning af faunapassagen i vandløbet.

6.3.1 *Betondamme (raceways)*

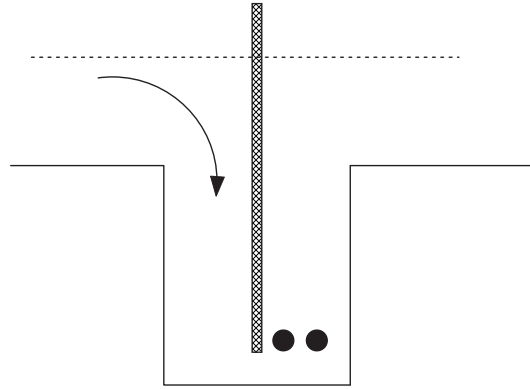
En typisk raceway er 1–1,5 m dyb og opdelt i flere sektioner, hver indrettet med slamkegler og beluftning (airlift). Sektionerne er adskilt med gitre som vist i figur 15.



Figur 15. Typisk raceway på Hallundbæk Dambrug. Foto: Søren Jøker.

6.3.2 *Airlift - pumper*

Airliften, også kaldet “mammut pumpe”, har to funktioner: Dels at cirkulere vandet ved at løfte det nogle få centimeter, hvilket medfører cirkulation ved hjælp af tyngdekraften og dels ved den samme proces at belufte/afgasse vandet. Det interne flow og den interne vandhastighed i opdræts-bassinerne er målt i en række modeldambrug type 3 og har vist sig at være omkring 400-700 l/s med en hastighed på omkring 0,06–0,10 m s⁻¹ (Svendsen et al., 2008).



Figur 16. Skitse af airlift/mammutpumpe (Lokalenergi, 2008).

Airliften består af en brønd med en adskillelse i midten som vist i figur 16. På den ene side (højre side på figur 16) er der installeret diffusere til indblæsning af atmosfærisk luft under tryk ved hjælp af kompressorer. Drivkraften i airliften er den fremkomne højdeforskel mellem henholdsvis vandsiden og luft/vandsiden, d.v.s. tyngdekraften. Den mængde luft der blæses ind i anlægget afhænger af det ønskede vandflow og behovet for ilt (Lokalenergi, 2008).

Den store fordel ved airliften er dens evne til at flytte store vandmængder ved en forholdsvis lav løftehøjde (Lokalenergi, 2008).

6.3.3 *Slamkegler, mikrosigter og slambassiner*

Formålet med slamkegler (figur 17), der er placeret i bunden ved enden af hver sektion i raceways er at fjerne partikulært materiale så som foderspild, fækalier mm. Mikrosigterne (figur 18) er typisk placeret for enden af hver produktionsenhed og umiddelbart opstrøms biofilterenheden. De er mere effektive til at fjerne finere partikler, idet filterdugen har porrestørrelser på ca. 70 μm . Mikrosigter kan installeres som supplement til slamkegler.

Erfaringer fra driften af slamkegler har vist, at det er vigtigt at tømme slamkeglerne regelmæssigt, d.v.s. mindst to gange pr. uge eller mere og inden de er fyldte, for at optimere tilbageholdelsen af næringsstoffer og organisk materiale og dermed reducere tab af opløste stoffer, organisk stof og finere partikler til produktionsvandet (Svendsen et al., 2008). Tømningsperioden bør være kort for at reducere den mængde vand, der skylles med over i slambassinet. Tømning af slamkegler kan ske manuelt eller automatisk ved hjælp af computerstyring i forhold til tidsintervaller eller i forhold til hvor fyldt slamkeglen er.

Effektiv fjernelse af organisk stof ved sedimentation og mekanisk filtrering er vigtig for effektiviteten og driften af biofiltrene.

Slammet pumpes fra slamkeglerne til slambassiner for sedimentation og oplagring af slammet og for klaring af slamvandet/skyllevandet (figur 19). Høj opholdstid i slambassinet vil medføre en højere grad af bundfældning af partikler, hvilket reducerer tabet af næringsstoffer og organisk materiale sammen med klaringsvandet fra slambassinet til plantelagunen. For at opnå en yderligere effektivitet kan der tilsættes f.eks. polyaluminiumklorid eller ferrojern til slambassinet, hvorved der sker binding og tilbageholdelse af størstedelen af opløst fosfor i slambassinet og dermed nedsættes tabet til



Figur 17. Slamkegler er placeret nedstrøms i hver raceway sektion i fuld bredde af bassinet og i niveau med bassinbunden. Til venstre har hver raceway 6 separate slamkegler, mens bassinet til højre har én slamrende i dets fulde bredde med kun et afløb.
Foto: Lars M. Svendsen og Lisbeth J. Plesner.

plantelagunen. I slambassinerne kan der imidlertid også dannes ammonium, dels ved ammonificering gennem mikroorganismers omsætning af organisk kvælstof til ammonium, og dels ved dissimilatorisk nitrat reduktion under stærkt reducerende forhold, hvor nitrat



Figur 18. Mikrosigter på Løjstrup modeldambrug type 3. Mikrosigterne er placeret lige før biofilterenhederne. Foto: Lisbeth J. Plesner.

kan reduceres tilbage til ammonium. Derfor kan vandet fra slambassinet med fordel passere et biofilter, for at få den dannede ammonium nitrificeret til nitrat, inden det ledes til plantelagunen (Svendsen et al., 2008).

Slammet kan i mange tilfælde anvendes som gødning på landbrugsjord eller til produktion af biogas.



Figur 19. Fra slamkeglerne pumpes slammet til slambassiner/tanke, hvor partikulært materiale bundfældes. Billedet til venstre er fra Ejstrupholm modeldambrug og det til højre er fra Løjstrup modeldambrug (type 3). Foto: Alfred Jokumsen og Lisbeth J. Plesner.

6.6.4 Biofiltre

Den biologiske rensning i biofiltre har primært til formål at fjerne opløste stoffer som ammonium og opløst organisk stof, BI_5 , samt mindre partikler, som har passeret den mekaniske rensning.



Figur 20. Biofilter med bioblokke opdelt i sektioner på Ejstrupholm modeldambrug type 3. Til højre for biofiltret ses et okker anlæg, hvor der sker en beluftning af indtagsvand og bundfældning af okker før vandet ledes ind i produktionsanlægget. Foto: Alfred Jokumsen.

Et biofilter er et medie med en meget stor kontakt overflade. Biofilteret kan være et kontaktfilter, opbygget af Leca eller bioblokke, som også kan fjerne organisk materiale (figur 20), eller et bevægeligt biofilter (moving bed) bestående af plastik biolegemer, der holdes bevægelige og roterende af vandet og/eller af luft, der blæses ind i bunden af filteret.

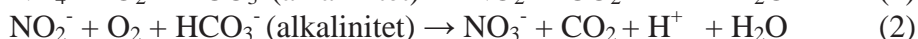
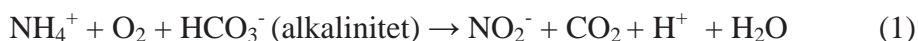
Overfladen af biofiltermediet er dækket af en biofilm af henholdsvis autotrofe og heterotrofe bakterier, der ernæres af næringsstoffer, der udskilles af fiskene samt opløst fra fækaliene. At bakterierne er autotrofe betyder, at de er selvnærende, d.v.s. de selv skaffer stof (uorganisk kulstof) og energi til at opretholde livet. Heterotrofe bakterier er derimod afhængige af stof (organisk kulstof) og energi fra andre organismer.

Der foregår i princippet to biologisk forskellige processer i biofiltrene, der begge kræver tilførsel af ilt (aerobe), (figur 21).

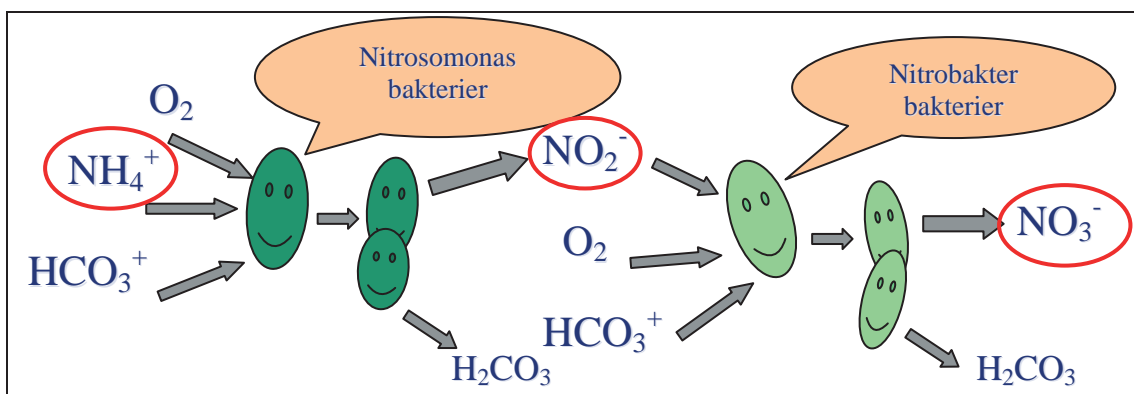
1) Organisk stoffjernelse ved hjælp af heterotrofe bakterier ved processen



2) Ammoniumfjernelse ved hjælp af autotrofe bakterier ved den såkaldte nitrifikation, der består af 2 delprocesser (ammonium oxidation (1) og nitrit oxidation (2))



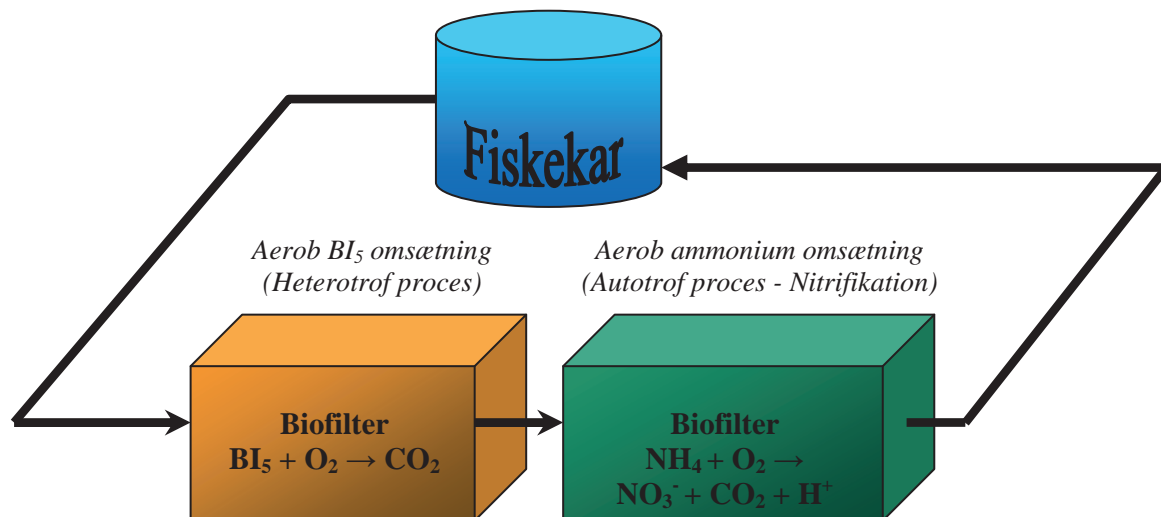
Anvendelse af uorganisk kulstof til celleopbygning kræver mere energi end til forbrug af organisk kulstof. Det tager derfor væsentligt længere tid at aktivere et autotroft nitrificerende biofilter (4-6 uger) i forhold til et heterotroft biofilter (få dage). De heterotrofe bakterier vokser således langt hurtigere op end de autotrofe og vil derfor hurtigt kunne skabe tykke belægninger på et biofiltermedie, såfremt der er nok organisk stof tilstede (Janning, 2010). Da begge processer er iltforbrugende er optimal drift af biofiltre således betinget af passende iltforhold i filtrene.



Figur 21. Nitrifikationsprocessen, som udføres af to grupper af bakterier (Janning, 2010).

Det bemærkes, at nitrifikationsprocessen er base-forbrugende og syre producerende, ligesom der også produceres CO_2 ved den heterotrofe omsætning af organisk stof, d.v.s. vandets pH vil falde. Derfor tilsættes kalk (f. eks. NaHCO_3) til stabilisering af pH.

Alkalinitet, pH, vandtemperatur, koncentration af ilt, næringsstoffer og organisk stof bør derfor måles regelmæssigt med henblik på optimering af nitrifikationen og omsætningen af organisk stof i biofiltrene.



Figur 22. Princip skitse af den biologiske rensningsproces i recirkulerede opdrætsanlæg (Janning, 2010).

Regelmæssig returskylning af biofiltrene er vigtig for at optimere nitrifikationen, specielt for at fjerne belægninger af de iltforbrugende heterotrofe bakterier samt andre partikler og dermed skabe balance imellem de to bakteriegrupper så heterotrof og autotrof høj vækst kan opretholdes (figur 22).

Ved at reducere mængden af partikulært materiale, der kommer ind i filtrene ved f. eks. forudgående passage af mikrosigte kan man dog mindske behovet for returskylning af biofiltrene. Erfaringer fra de 8 modeldambrug type 3 viste, at der var behov for returskylning mindst en gang om ugen, samt at det var en fordel med en kortvarig returskylning, for at minimere forbruget af skyllevand (Svendsen et al., 2008). For bevægelige filtre (moving bed filtre) er der ikke det samme behov for returskylning, men det er meget vigtigt at sikre passende iltforhold i filtrene til sikring af optimal bakteriel omsætning.

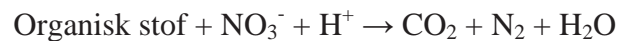
Anvendelse af medicin og hjælpestoffer kan midlertidigt reducere effektiviteten af biofiltrene, men på grund af en biofilms beskyttende natur kan de ofte overleve forhøjede koncentrationsniveauer i forbindelse med behandling og desinfektion. Der mangler dog eksakt viden om disse stoffers omsætning og påvirkning af de biologiske processer i biofiltrene. Mange modeldambrug er dog anlagt således, at produktionsvandet kan ledes forbi dambruget i en evt. behandlingssituation.

6.3.5 *Plantelaguner*

Plantelagunerne består for det meste af tidligere damme og kanaler, der efterhånden dækkes af vilde plantevækster (figur 23).

Damme og kanaler bør være forbundet således, at der dannes en slyngende strøm gennem plantelagunen. Udløbet fra produktionsenhederne og klaringsvand fra slambassinerne bør føres til starten af plantelagunen, så hele plantelagunen kan udnyttes i den kemiske og fysiske fjernelse og omdannelse af stoffer.

Plantelagunerne er vigtige i forhold til omsætning af nitrat til frit kvælstof (N_2), akkumulering og nedbrydning af organisk stof (BI_5), partikulært fosfor, kvælstof og suspenderet stof samt for optagelse af opløst kvælstof og fosfor i planternes biomasse. Dog er plantelagunerne ikke effektive i forhold til omsætning af ammoniak til nitrat. På grund af omsætningen af organisk stof kan der forekomme anaerobe (iltfrie) forhold i bunden eller nær bunden af lagunerne, hvilket fremmer denitrifikationen, dvs. omdannelse af nitrat (NO_3^-) til frit kvælstof (N_2) under forbrug af organisk stof efter processen



via følgende trin: $NO_3^- \rightarrow NO_2^- \rightarrow NO \rightarrow N_2$.



Figur 23. Plantelagune på Ejstrupholm modeldambrug.
Foto: Lars M. Svendsen og Alfred Jokumsen.

Endvidere er opholdstiden i plantelagunerne vigtig for fjernelse af næringsstoffer og nedbrydning af organisk stof.

Beregninger af vandbalancer over plantelagunerne viste imidlertid, at en del af vandet i plantelagunerne sivede gennem bunden af lagunerne til den umættede zone under lagunerne og med dette vand følger opløste næringsstoffer og opløst organisk stof (Svendsen et al., 2008). Det nedsivende vand kan enten trænge ned til grundvandet, sive til nærtliggende overfladevand, eller genindvindes i borer og dræn og anvendes som nyt vand til modeldambruget. Nedsivningen kan således i en eller anden udstrækning påvirke den samlede renseeffektivitet af modeldambrugene (Svendsen et al., 2008). Det antages dog, at hovedparten af de nedsivede næringsstoffer og organisk stof bliver omdannet eller bliver bundet til partikler eller bliver returneret til modeldambruget sammen med indtaget vand. Efterhånden tilstoppes porerne i plantelagunernes bundsediment og nedsivningen vil følgelig aftage.

6.4 Miljømæssige forbedringer

Det reducerede og stabile vandindtag er til fordel for miljøet i vandløbene, men det indebærer samtidigt både fordele og ulemper i forhold til driften af dambruget (tabel 8).

Tabel 8. Fordele og ulemper for henholdsvis vandløbene og dambrugene ved at reducere vandindtaget til dambrugene samt delvis eller helt fjerne opstemninger i vandløbene.

Vandløb	Dambrug
Fordele: <ul style="list-style-type: none"> • ”Død-å”-strækning fjernes og naturlige variationer i vandløbets vandføring opretholdes i omløb • Ingen eller reducerede effekter af opstemninger • Fri faunapassage • Reduceret udledning af næringsstoffer og organisk stof pr. kg produceret fisk • Reduceret udledning af medicin og hjælpestoffer og reducerede maksimum koncentrationer • Forbedrede iltforhold nedstrøms dambruget • Reduceret tab af fauna fra vandløbet til dambruget • Ulemper: <ul style="list-style-type: none"> • Ingen 	Fordele: <ul style="list-style-type: none"> • Stabile produktionsforhold • Mere stabil vandkvalitet • Forbedret effektivitet af renseforanstaltninger • Anvendelse af vand fra boring medfører stabile og mere optimale temperaturforhold året rundt • Forbedret styring af produktionen • Nedsat risiko for infektion med sygdomme • Mindre behov for brug af medicin og hjælpestoffer • Forbedret arbejdsmiljø Ulemper: <ul style="list-style-type: none"> • Højt energiforbrug/kg fisk • Øget udledning af CO₂ • Risiko for høje ammoniak koncentrationer og afsmag i fiskekødet • Øget behov for overvågning og driftsledelse • Øget behov for back-up systemer: Elektricitet, ilt, pumper, etc.

Ombygningen til modeldambrug har resulteret i en signifikant reduceret udledning pr. kg produceret fisk af næringsstoffer og organisk stof til vandløbene i forhold til udledningerne fra et traditionelt dambrug.

Tabel 9: Specifik udledning 2006-2007 (kg/t produceret fisk) fra 8 intensivt overvågede modeldambrug type 3 sammenlignet med tilsvarende specifikke udledninger fra danske ferskvandsdambrug i 2006 (Svendsen et al., 2008).

Kg/t prod. Fisk	Traditionelle dambrug i 2006	Modeldambrug type 3 2006-2007	Modeldambrug i % af traditionelle dambrug
Total N	31,2	20	64
Total P	2,9	1,1	38
BI₅	93,6	5,6	6

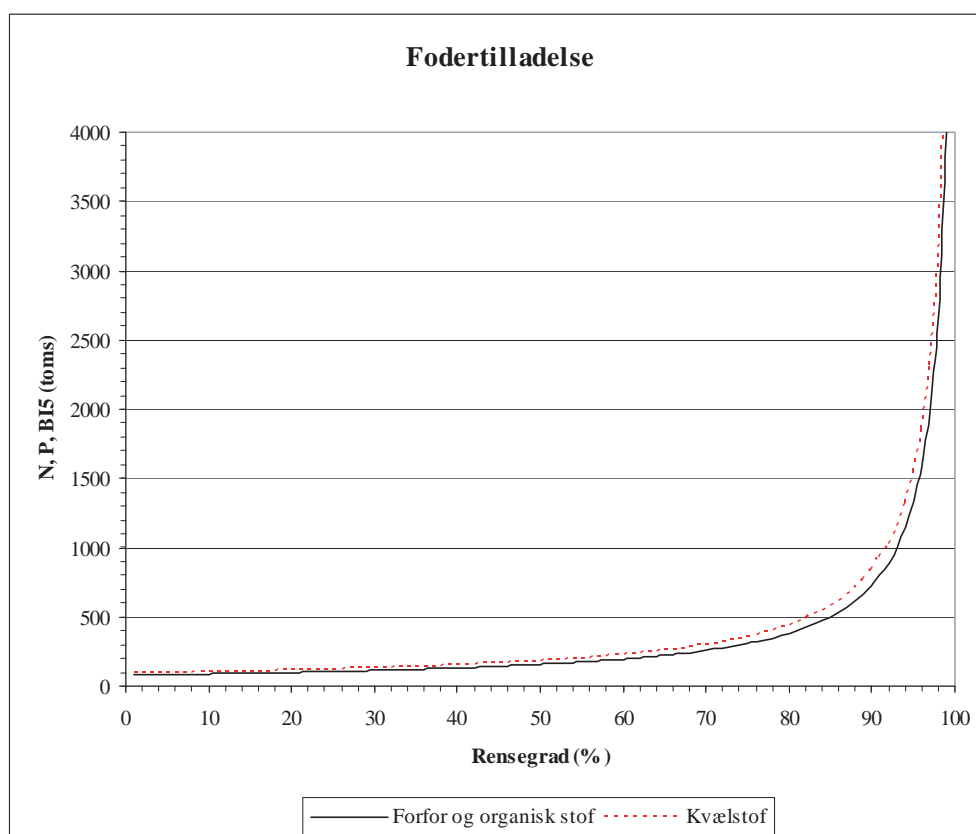
Målinger har således vist, at den specifikke udledning (kg/t produceret fisk) af kvælstof (N), fosfor (P) og organisk stof (målt som BI₅) fra modeldambrug var henholdsvis 64, 38 og 6 % i forhold til den tilsvarende estimerede udledning fra danske ferskvandsdambrug i samme periode (tabel 9) (Svendsen et al., 2008).

Rensegraderne (R_N) for henholdsvis kvælstof, fosfor og organisk stof i de 8 meget intensivt monitorerede modeldambrug type 3 var signifikant højere end de forventede rensegrader (tabel 10 og tabel 7).

Tabel 10: Gennemsnitlige rensegrader (R_N) opnået på de 8 intensivt overvågede modeldambrug type 3 (Svendsen et al., 2008).

	Total kvælstof	Total fosfor	BI ₅
R _N	50 %	76 %	93 %

De dokumenterede højere rensegrader skulle således kunne danne grundlag for tildeling af højere foderkvoter til modeldambrugene som vist i figur 24.



Figur 24. Baseret på en 100 ton fodertilladelse på et traditionelt dambrug angiver figuren det maksimalt tilladte foderforbrug i forhold til rensningsgrader for henholdsvis N, P og BI₅ for det ombyggede dambrug til et modeldambrug.

Selvom resultaterne fra modeldambrugsprojektet tydeligt viste, at kvælstof fjernelsen var signifikant højere end forventet, er det især nødvendigt at forbedre ammonium fjernelsen for at opnå en endnu højere foderkvote (jf. figur 24). På baggrund af forsøgsresultaterne

(jf. tabel 9) kan det beregnes, at et ombygget modeldambrug med en oprindelig foderkvote under forsøgsordningen på 100 tons vil kunne få en foderkvote på 186 tons foder i forhold til den dokumenterede gennemsnitlige kvælstof fjernelse (tabel 7 og formel (3) for beregning af F_M i kap. 6.0), men henholdsvis 333 tons og 1.143 tons, hvis de dokumenterede rensegrader for fosfor og organisk stof (BI_5) også kunne opnås for totalkvælstof.

De dokumenterede rensegrader i tabel 10 er et resultat af en kombineret fjernelse og omdannelse af kvælstof, fosfor og organisk stof i slamkegler, mikrosigter (hvor de er anvendt), biofiltre, slambassiner og plantelaguner inklusive det potentielle tab over plantelagunerne som følge af nedsivning. Effektiviteten af den enkelte rensekomponent er afhængig dels af i hvilken rækkefølge rensekomponenterne er installeret, og dels i forhold til driften og optimeringen af hver enhed. Biofiltre er således mest vigtige i forhold til nitrifikation, mens slamkegler og mikrosigter er særlig vigtige for fjernelse af partikulært stof med tilknyttede næringsstoffer, og plantelagunerne er vigtige i forhold til denitrifikation og omsætning af organisk stof (figur 25). Selvom plantelagunerne i de 8 modeldambrug type 3 i gennemsnit fjernede dobbelt så meget kvælstof og organisk stof end forventet (Svendsen et al., 2008), kan rensegraderne over hele dambruget forbedres yderligere ved fortsat optimering af driften af renseforanstaltningerne.



Figur 25. Plantelagune på Tingkærvad modeldambrug type 3. Foto: Niels Bering Ovesen.

I biofiltrene omdannes NH_4^+-N til $NO_3^- -N$, men kun en mindre del af nitraten denitrificeres til frit kvælstof (N_2) i produktionsenhederne. Derimod er plantelagunerne meget vigtige for denitrifikationsprocesserne, d.v.s. omdannelsen af nitrat (NO_3^-) til N_2 , idet omdannelsen af organisk stof skaber anaerobe (iltfrie) forhold på bunden af plantelagunerne, som netop fremmer denitrifikationen (Svendsen et al., 2008). Plantelagunerne har imidlertid kun kapacitet til at omdanne mindre mængder af ammonium.

Vandforbruget blev reduceret til omkring 3.600 l vand/kg produceret fisk i modeldambrug type 3, mens vandforbruget i traditionelle dambrug kan være omkring 50.000 l/kg fisk (Svendsen et al., 2008). Efterfølgende har det imidlertid været muligt yderligere at halvere

vandforbruget i modeldambrug type 3 (Plesner, 2010). En miljømæssig ulempe ved ombygning til de højteknologiske modeldambrug er det forøgede energiforbrug (pumper til at cirkulere vandet på dambruget, blæsere til iltning, rensning og afgangning af vandet, fjernelse af slam fra rensenhederne mm.) og den forøgede udledning af CO₂. Energiforbruget i de 8 modeldambrug type 3 var i gennemsnit 1,7 kWh/kg foder eksklusiv energiforbrug i evt. kummehus (Dansk Akvakultur, 2008).

Med det reducerede vandforbrug er det også muligt med forholdsvis lave omkostninger at opfylde kravet til iltmætning i udløbsvandet for modeldambrug type 3.

Der er endvidere en tendens til forbedrede biologiske forhold især nedstrøms modeldambrugene i vandløbene, specielt hvor vandløbsmålsætningerne ikke var opfyldt før ombygningen til modeldambrug type 3 i kraft af lavere udledninger af let omsætteligt organisk stof og ammonium, bedre iltforhold samt forbedrede vandføringsforhold i vandløbet ved dambruget (Svendsen et al, 2008).

Der er således en forventning om, at udviklingen af modeldambrug ville medføre et gennembrud i forhold til en stigning i ørredproduktionen til 60.000 tons i Danmark samtidigt med en reduktion i den miljømæssige påvirkning.

Omkostningerne ved at ombygge et eksisterende traditionelt dambrug til et modeldambrug type 3 var omkring 20 kr. pr. kg foder (årlig foderkvote).

Implementering af mere avancerede teknologier, herunder overvågnings- og kontrolsystemer, ny arbejdsprocesser og driftsledelse i modeldambrug type 3 forudsætter et højere uddannelses- og erfaringsniveau for medarbejderne til sikring af optimal drift og optimering af produktionen samtidigt med en mindre miljøpåvirkning. Til optimering af driften af et modeldambrug type 3 hører også døgnvagt for alarmsystemer tilknyttet de vitale enheder (pumper, el, ilt mv.).

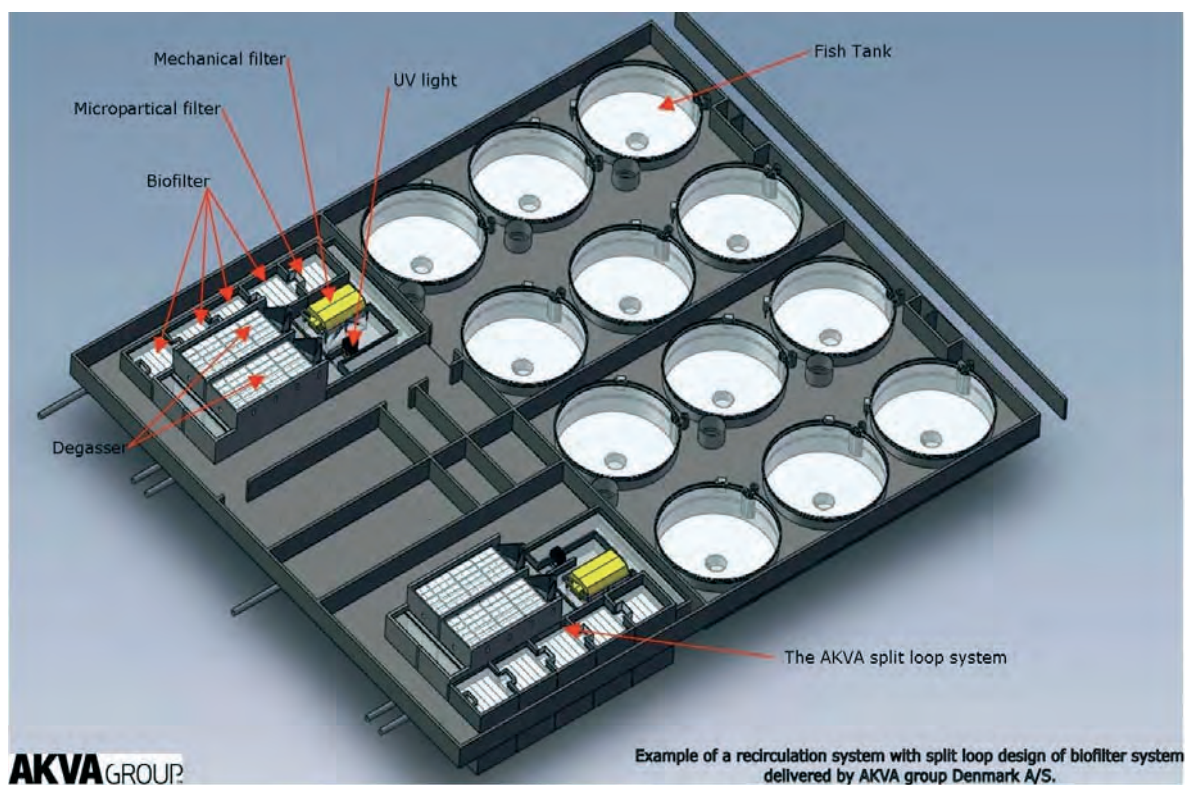
7.0 Recirkuleringsanlæg (FREA)

I den nationale strategi for akvakultur er det bl.a. målsætningen at øge produktionen af regnbueørred til 60.000 tons i 2013 og samtidig reducere udledningen af kvælstof til miljøet med 40 % pr. kg fisk svarende til en gennemsnitlig udledning på ca. 20 kg N pr. t produceret fisk (Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri, 2006; Dansk Akvakultur, 2007).

Den målsatte produktionsøgning kræver således mere intensiv teknologi, der kan medvirke til at mindske koblingen mellem produktion og miljøpåvirkning (Dansk Akvakultur, 2009).

Denne udfordring ledte til ideen om fuldt recirkulerede "FREA" anlæg, som er det danske akronym for "Fully REcirculated Aquaculture" indendørs anlæg.

FREA anlæg indebærer således mere avanceret teknologi og driftsledelse og mindre vandforbrug end modeldambrugene (figur 26), og kan således udgøre et potentiale i fremtidens akvakultur.



Figur 26. Skitse af et FREA-anlæg. Kilde: AKVA group Denmark A/S.

7.1 Vandforsyning

Vandforsyningen til FREA anlæg er dræn eller borevand og antages ikke at have nogen direkte indflydelse på forsyningen med drikkevand. Forbruget af frisk vand svarer til den mængde, der bruges til spuling af mikrosigter og biofiltre og til kompensering for fordampning samt evt. temperaturregulering. Vandskiftet antages at være ca. 10 % af anlæggets vandvolumen pr. dag. Vandet behandles evt. med UV lys.

Der kan evt. ske genbrug af vand ved at genindvinde vand fra drænene tæt på nedsivningsområdet, men på grund af smittefare fra det nedsivende vand bør vandindtag ske opstrøms anlægget. Anlægget antages placeret i områder med groft sand eller grus, hvor der både er mulighed for en god vandkvalitet og gode betingelser for nedsivning af afløbsvandet fra anlægget. Anlægget kan således placeres uafhængigt af vandløb og søer.

Vandforbruget pr. kg produceret fisk er beregnet til ca. 500 l/kg fisk (Dansk Akvakultur, 2007), som er ca. 7 til 8 gange mindre end i modeldambrug type 3 og 100 gange mindre end i traditionelle dambrug, (kap. 6.3 og Svendsen et al., 2008).

7.2 Mekanisk filtrering

Produktionsvandet passerer en mikrosigte med en maskestørrelse i dugen på ca. 40-74 μm). Det separerede partikulære stof skylles som slam til en slambeholder og kan efterfølgende anvendes som landbrugsgødning eller til produktion af biogas. Overskydende slamvand kan evt. returneres til et anaerobt biofilter (denitrifikation) eller til nedsivning i et rodzoneanlæg.

Et rodzoneanlæg er et anlæg, hvor vandet renses, ved at flyde gennem et lille vådområde, der er beplantet med tagrør eller lignende planter. Den bakteriologiske proces omkring planternes rødder nedbryder og omsætter så en del af de organiske materialer og næringsstoffer fra vandet. Fra vådområdet ledes vandet videre til recipienten.

7.3 Biologisk filtrering

Fra mikrosigterne kan vandet ledes til biofiltrene, hvor de opløste fraktioner, især NH_4^+ omdannes til nitrat (NO_3^-). Filtermaterialet kan være enten bioblokke ($200 \text{ m}^2/\text{m}^3$) eller flydende filter – ”moving bed” - ($600 \text{ m}^2/\text{m}^3$) eller en kombination af teknologierne. I et separat biofilter med iltfrie forhold – et denitrifikationsfilter – bliver NO_3^- omdannet til frit N_2 (g) under forbrug af let omsætteligt organisk stof. Det udledte vand fra FREA anlægget ledes til et rodzone anlæg.

Fra biofilteret kan vandet passere hen over et rislefilter for afgasning og beluftning inden det ledes tilbage til fiskekarene. Dog pumpes en delstrøm af det beluftede vand fra rislefilteret gennem en iltkegle, hvor der tilsættes ren ilt under tryk, inden det ledes tilbage til karrene. Endvidere kan der evt. tilsættes ren ilt direkte til de enkelte kar/sektioner.

7.4 Anlægskonstruktion

FREA-anlægget består af uafhængige sektioner med separat vandforsyning af hensyn til dels forebyggelse af sygdomssmitte mellem grupper af fisk og dels at gøre ”Alt ind/alt ud”-princippet mere praktisk anvendeligt. Klækkeriet udgør således en sektion, ligesom der er særskilte sektioner til opdræt af yngel, sættefisk og videre opdræt til salgsklar størrelse.

7.5 Energibalancer

Det er hensigten at optimere udnyttelsen af såvel den eksterne som den interne energi forsyning. Den eksterne energi omfatter energiforbruget til at pumpe vand rundt i

anlægget, vandbehandling, beluftning af vand, udluftning i bygningen samt varme produceret i pumperne. Den interne energiproduktion omfatter fiskenes egen energi-produktion og fra bakterier under omsætning af foderet samt energi produceret ved evt. afbrænding af slam.

Der stiles efter en stabil optimum temperatur på 17 – 18 °C, der søges opretholdt ved en balance mellem ekstern og intern varmetilførsel, brug af varmevekslere, isolering af bygningen, udendørs temperatur og vandskifte.

7.6 Miljøforhold

Selvom et FREA anlæg i princippet er et lukket anlæg, vil der ske et vist tab af næringsstoffer til miljøet med det udledte vand til nedsivningsområdet (rodzoneanlægget).

Produktionsbidraget fra kvælstof, d.v.s. før vandbehandling, er teoretisk beregnet til 38 kg N/t fisk produceret (Dansk Akvakultur, 2007), som svarer til den værdi (40 kg N/t fisk) der blev fundet på modeldambrug type 3 (Svendsen et al., 2008). En overordnet masse balance beregning for kvælstof bidraget indikerer, at ca. ¼ er i slamfraktionen, godt halvdelen omsættes ved denitrifikation og de resterende knap 20 % afledes med det nedsivende vand i rodzoneanlægget (Dansk Akvakultur, 2007).

Produktionsbidraget fra fosfor er teoretisk beregnet til ca. 4 kg P/t fisk produceret, som svarer til de ca. 4,4 kg P/t fisk, der blev målt på modeldambrug type 3 (Dansk Akvakultur, 2007 og Svendsen et al., 2008). En overordnet masse balance beregning for fosfor indikerer, at ca. 90 % findes i slamfraktionen og de resterende 10 % afledes med det nedsivende vand i rodzoneanlægget (Dansk Akvakultur, 2007).

Produktionsbidraget fra organisk stof (BI₅) er teoretisk beregnet til ca. 67 kg BI₅/t fisk produceret (Dansk Akvakultur, 2007), som er lavere end resultatet (88 kg BOD/t fisk) på modeldambrug type 3 (Svendsen et al., 2008). En overordnet masse balance beregning for BI₅ bidraget indikerer, at ca. 60 % findes i slamfraktionen, ca. 35 % omsættes i biofiltrene og de resterende ca. 5 % afledes med det nedsivende vand i rodzoneanlægget (Dansk Akvakultur, 2007).

Det er imidlertid vigtigt at vurdere såvel indholdet af N, P og BI₅ i det afledte vand til rodzoneanlæg som slammængderne i forhold til opbevaringskapacitet og behovet for landbrugsarealer til afskaffelse af slammet. Der kan være behov for yderligere nitrifikation og denitrifikation samt egentlig slambehandling (Dansk Akvakultur, 2007).

7.7 Veterinære forhold

Det er særdeles vigtigt at tage alle forholdsregler for at undgå enhver sygdom på FREA anlægget.

De forebyggende forholdsregler omfatter bl.a.:

- Den fysiske konstruktion af et FREA anlæg skal forebygge enhver indtrængen af sygdomssmitte

- Forebygge smitte ved afskærmning af vandindtag
- Sikring mod indtrængende dyr og fugle
- Optimal bio-sikkerhed ved indførelse af nyt materiale, d.v.s. kun tilførsel af desinficerede øjenæg, da fisk kan være bærere af sygdomme. Et FREA anlæg bør have sin egen bestand af moderfisk
- Streng hygiejne procedure ved enhver adgang til FREA anlægget, d.v.s. indslusning af personel efter bad/vask skifte af tøj/fodtøj. Besøg udefra bør undgås
- Fysisk og smitemæssig adskillelse mellem sektioner, herunder separat udstyr, ketsjere m.v.
- Streng hygiejne procedure (desinfektion) for foder-lastbiler – og for foderopbevaring
- Streng hygiejne procedure (desinfektion) for fisketransporter, d.v.s. certificeret desinfektion
- Streng hygiejne procedure for bortskaffelse af døde fisk og æg etc.

7.8 Driftsledelse

De avancerede teknologier og omfattende overvågnings og kontrolsystemer, arbejdsprocesser og hygiejne procedure i et FREA anlæg stiller store krav til uddannelse, træning og kompetence hos personalet for at opnå optimal produktivitet i anlægget. Den høje recirkuleringsgrad gør det ekstremt vigtigt med kontinuert overvågning og styring af vandkvaliteten indenfor snævre grænser samt alarm på alle vitale parametre.

8.0 Økologisk opdræt

Formålet med økologisk opdræt er at producere fisk med mere fokus på det lokale islæt og naturlige processer og derved opretholde naturens balance (bæredygtighed).

Arbejdet med udviklingen af opdræt af økologiske fisk blev startet i Danmark i 2001, og i 2004 indførtes et dansk regelsæt for økologisk akvakultur. Figur 27 viser et af pionerdambrugene Skravad Mølle økologiske dambrug.



Figur 27. Skravad Mølle økologiske dambrug ved Hobro.
Foto: Alfred Jokumsen.

Udover at opfylde kravene i Dambrugsbekendtgørelsen, 1989 samt yderligere mere end 10 andre bekendtgørelser stiller det danske økologiske regelsæt (Fødevareministeriets BEK 114 og BEK 999) særlige krav til iltindhold, pH, kvælstof, veterinær kontrol, begrænset brug af antibiotika, positivliste for hjælpestoffer. Brug af formalin, kloramin-T og kobbersulfat er således ikke tilladt. Kun lav-temperatur behandlet fiskemel (LT) er tilladt i foderet, men ikke fiskemel af fiskeaffald fra procesindustrien på grund af for højt fosforindhold, som ville være i strid med Dambrugsbekendtgørelsen og de danske miljølove (Jokumsen et al., 2006b). Endvidere er hverken GMO ingredienser i foderet eller konserveringsmidlet etoxyquin tilladt.

Den første danske regnbueørred med det røde 'Ø' økologimærke og produceret i henhold til det danske økologiske regelsæt blev sendt på markedet i 2005, Jokumsen et al., 2006b. Produktionen af økologiske regnbueørreder i Danmark udgør årligt ca. 300 t (Larsen, 2009).

Men allerede i 1990'erne blev økologisk fiskeopdræt implementeret i en række europæiske lande efter særlige nationale regelsæt, f. eks. Soil Association (UK), Naturland (DE), KRAV (S), DEBIO (N) etc. (Jokumsen et al., 2006b).

De mange forskellige nationale økologiske regelsæt gjorde det imidlertid vanskeligt for forbrugerne at gennemskue valget af fiskeprodukt, ligesom det også virkede konkurrenceforvridende i forhold til producenterne. Der tilstræbtes derfor en harmonisering med indførelsen af et fælles EU regelsæt for økologisk akvakultur den 1. juli 2010 til erstatning af alle de nationale regelsæt med en overgangsperiode på 4-5 år.

Det fælles EU regelsæt afviger på en række punkter i forhold til det danske regelsæt for økologisk akvakultur. F. eks. vil fuld recirkulering af vandet i lukkede anlæg kun være tilladt i klækkerier og til yngelproduktion. Til videre økologisk opdræt kan dog anvendes både traditionelle gennemstrømsdambrug og systemer med genbrug af vand svarende til f. eks. modeldambrug type 3. Anvendelse af vedvarende energi er ikke et krav, men anbefales hvor det er hensigtsmæssigt. De væsentligste punkter i EU regelsættet er angivet i tabel 11 med fokus på regnbueørred.

Tabel 11. De vigtigste bestemmelser i EU regelsættet for økologisk produktion af regnbueørred.

PARAMETER	REGEL
Parallel økologisk/konventionel production	Fysisk adskilte og med separat vandforsyning
Anvendelse af konventionelle fisk til økologisk opdræt	<ol style="list-style-type: none"> 1. Til produktion til salgsklar størrelse skal min. $\frac{2}{3}$ af livscyklus ske i henhold til det økologiske regelsæt 2. Kan anvendes til avl efter 3 måneder efter det økologiske regelsæt 3. Fra 2015 skal al yngel være økologisk, d.v.s. fra økologiske avlsfisk
Gennemstrøms- eller recirkulationssystemer	<ol style="list-style-type: none"> 1. Lukkede recirkulations anlæg er ikke tilladt 2. Recirkulering (inkl. varme/køling) kan dog anvendes i klækkerier og til yngelproduktion
Beluftning/Iltning	<ol style="list-style-type: none"> 1. Som udgangspunkt er kun mekaniske beluftere tilladte og helst drevet med brug af vedvarende energi 2. Ren ilt er kun tilladt i kritiske situationer af hensyn til fiskenes velfærd
Foder pigment	- Astaxanthin fra naturlige kilder er tilladt indenfor fiskens fysiologiske behov
Bestandstæthed	- Maks. 25 kg/m ³
Sundhedsrådgivning	- Min. 1 sundhedsrådgivning/år
Medicinering	<ol style="list-style-type: none"> 1. 2 behandlinger/år for livscyklus > 1 år 2. Maks. 1 behandling for livscyklus < 1 år
Behandling mod parasitter	<ol style="list-style-type: none"> 1. 2 behandlinger/år 2. Maks. 1 behandling for livscyklus < 18 måneder
Overgangsperiode for EU regelsættets ikrafttræden	<ol style="list-style-type: none"> 1. 1. juli 2013 2. 1. juli 2015 for dambrug med produktion < 200 t/år

9.0 Reguleringer af dansk ferskvands akvakultur

Opdrættet af regnbueørreder i Danmark er underlagt en række reguleringer i forhold til miljøpåvirkning, foderkvoter, brug af vandressourcen etc. jf. kap. 5. I tabel 12 er angivet en oversigt over nogle af de eksisterende reguleringer og principper i dansk ferskvands akvakultur.

Tabel 12. De vigtigste regler og principper for produktionen af regnbueørreder i ferskvand i Danmark, Dambrugsbekendtgørelsen, 1989, 1998; Modeldambrugsbekendtgørelsen, 2002; Miljøministeriet, 2007.

	Traditional	Model 1	Model 3
Vandindtag/passage; min. % af vandføring (Q_{mm}) ¹ i vandløbet, som skal passere forbi dambruget	50 %		
Maks vandforbrug; l/s/100 tons foder/år	-	125	15
Gode miljøkvalitets mål nedstrøms dambrugene inkl. faunapassage	Ja		
Riste indløb, maks. riste afstand, mm	6		
Riste udløb, maks. riste afstand, mm	10		
Iltmætning i udløb, %, min.	60	70	70
Maks. forøgelse fra indløb til udløb (baseret på Q_{mm}) ²	1		
BOD, mg/l	3		
Suspenderet stof, mg/l	0,05		
Total fosfor, mg/l	0,4		
Ammoniak-N, mg/l	0,6		
Total nitrogen, mg/l			
Vandkvalitetskriterier - VKK (Konc. udløb – Konc. indløb): maks. Værdier ³			
Benzocain, µg/l	7,2		
Kloramin-T, µg/l	5,8		
Klorbutanol, µg/l	130		
Kobber, µg/l	1 + BG (upper limit 12) ^{4,5}		
Formalin, µg/l	9,2 + BG ²		
Brintoverilte, µg/l	10 + BG ²		
Iod, µg/l	10 + BG ²		
Kaliumpermanganat, µg/l	0,84		
Amoxicillin, µg/l	0,078		
Florofenicol, µg/l	1,2		
Oxytetracyclin, µg/l	10		
Oxolinsyre, µg/l	15		
Sulfadiazin, µg/l	4,6		
Trimethoprim, µg/l	100		
Sundhed og velfærd, sundhedsrådgivning	Ja		
Kontrol med udslip og rovdyr; mågenet og riste	Ja		
FK (Foderkvotient)	Maks. 1,0		
Partikelfilter	Ja	Ja	Ja
Biofilter	Nej	Nej	Ja
Plantelagune	Nej	Ja	Ja

- ¹⁾ Q_{mm} = medianminimums vandføring = medianen af den gennemsnitligt laveste daglige vandføring i året for typisk en periode på mindst 20 år.
- ²⁾ Koncentrationsforøgelse over dambruget i forhold til traditionelle dambrug baseret på Q_{mm} . For modeldambrugene er disse værdier øget for helt eller delvist at kompensere for det reducerede vandindtag på modeldambrugene og den deraf følgende lavere vandmængde, der udledes til vandløbet.
- ³⁾ Tallene er årlige maksimale gennemsnitsværdier under hensyn til den statistiske usikkerhed, d.v.s. at de enkelte koncentrationsforskelle må i praksis være mindre end WQC for at opfylde miljølovgivningen (Svendsen et al., 2008).
- ⁴⁾ + BG = Ud over baggrunds koncentration.
- ⁵⁾ Opløste metal koncentration.

10.0 Referencer

Bregnballe, F. og Jokumsen, A. (1985): Opdræt af store regnbueørreder i saltvand – Specielt i kølevand. Meddelelse fra Forsøgdambruget nr. 72.

Bruun, M.S., Pedersen L.-F., Dalsgaard I., Pedersen P. B. og Sortkjær O. (2007): The fate of chemical additives and antimicrobial agents applied in Danish freshwater fish farms. World Aquaculture, March 2007 pp. 57 – 61.

By- og Landskabsstyrelsen (2009): Punktkilder 2007, Miljøministeriet 115 sider. www.blst.dk/NR/ronlyres/CBCB6E2F-D00E-418F-805C-3F6E54BA90DD/0/Punktkilderrapport_.pdf.

Dambrugsbekendtgørelsen (1989/revideret 1998): Bekendtgørelse om ferskvandsdambrug. Bekendtgørelse om Ferskvandsdambrug, BEK nr. 1325 af 20/11/2006. Miljø- og Energiministeriet. Internet: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=12998>.

Dambrugsudvalget (2002): Rapport vedr. dambrugserhvervets udviklingsmuligheder. Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri.

Dansk Akvakultur (2007): Udredning af de kommercielle og tekniske muligheder for at opdrætte ørreder i Fuldt Recirkulerede Akvakulturanlæg (FREA).

Dansk Akvakultur (2008): Drift og fiskesygdomme i modeldambrug – Master Management System.

Dansk Akvakultur (2009): Plan for Grøn Vækst (Januar 2009).

Fiskeridirektoratet (2009): <http://webfd.f.dk/stat/bruttoindtjening/brut0906.pdf>.

Fiskeridirektoratets Akvakulturregister (2009): <http://fd.fvm.dk/Akvakulturstatistik.aspx?ID=24357>.

Fjorback, C., Larsen, S.E., Skriver, J., Svendsen, L.M., Nielsen, P. og Riis-Vestergaard, J. (2003): Forsøgsprojekt Døstrup Dambrug. Resultater og konklusioner. Danmarks Miljøundersøgelser. 272 s. – Faglig rapport fra DMU nr. 260.

Friberg, N., Sandin, L., Furse, M.T., Larsen, S.E., Clarke, R.T. og Haase, P. (2006): Comparison of macro invertebrate sampling methods in Europe. Hydrobiologia 566: 365-378.

Fødevarestyrelsen (2009): www.foedevarestyrelsen.dk/Dyresundhed/Fisk_og_akvakultur/Akvakultur/fvst_registre_og_ver_dansk_akvakulturbrug/forside.htm.

Gjedrem, T. (2000): Genetic improvement of cold-water fish species. Aquaculture Research, 31, 25-33.

Gjedrem, T. (2004): *In: Selection and breeding programs in Aquaculture*. Ed.: Trygve Gjødrem. 364 pp Springer, The Netherlands.

Henriksen, N.H. (2009): Forbrug af medicin og hjælpestoffer i danske dambrug (Pers. Comm.).

Henryon, M., Jokumsen, A., Berg, P., Lund, I., Bovbjerg Pedersen, P., Olesen, N.J. og Schlierendrecht, W.J. (2002): Genetic variation for growth rate, feed conversion efficiency, and disease resistance exists within farmed populations of rainbow trout. *Aquaculture*, 209, no. 1-4, 59-76.

Janning, K. (2010): Processer i biofiltre (Pers. Comm.).

Jokumsen, A. (2002): Udredning vedr. vandforbrug ved produktion af regnbueørreder i danske dambrug. DFU-rapport nr. 106-02.

Jokumsen, A., Lund, I., Henryon, M., Berg, P., Nielsen, T. Madsen, S.B., Jensen, T.F. og Faber, P. (2006a): Avlsprogram for regnbueørred. DFU-rapport nr. 162-06.

Jokumsen, A. (red.), Larsen, V.J., Dalsgaard, I., Nielsen, H.H., Jessen, P. og Kold, J. (2006b): Vidensyntese om økologisk fiskeopdræt. FØJO rapport nr. 21.

Larsen, V.J. (2009): Dansk Akvakultur (Pers. Comm.).

Lokalenergi (2008): Energioptimalt design af dambrug.

Miljøministeriet (2007): Bek. Nr. 1016 (15/8/2007) om miljøkvalitets krav til vandområder og krav til udledninger til vandløb, søer og havet.

Miljømålsloven (2003): Loven om miljømål m.v. for vandforekomster og international naturbeskyttelsesområder (miljømålsloven), 12 pp. Lov nr. 1150 af 17/12/2003.
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=12712>.

Ministeriet for Fødevarer, Landbrug og Fiskeri (2006): En ny fremtid for dansk fiskeri og akvakultur. Regeringens og Dansk Folkepartis Handlingsplan.

Modeldambrugsbekendtgørelsen (2002): Bekendtgørelse om Modeldambrug, BEK nr 1327 af 20/11/2006. Miljø- og Energiministeriet. Internet:
<https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=13002>.

Pedersen, L.-P. (2009): Fate of water borne therapeutic agents and associated effects on nitrifying bio filters in recirculating aquaculture systems (ph.d. afhandling, DTU Aqua, Danmarks Tekniske Universitet, April 2009).

Pedersen, L.-F., Pedersen, P.B., Nielsen, J.L. og Nielsen, P.H. (2010): Long term/low dose formalin exposure to small-scale recirculation aquaculture systems. *Aquaculture Engineering* 42, 1-7.

Plesner, L.J. (2010): Dansk Akvakultur (Pers. Comm.).

Sortkjær, O., Pedersen, L.-F. og Ovesen, N. B. (2008): Omsætning af formalin i danske dambrug. Danmarks Miljøundersøgelser, Aarhus Universitet. 126 s. – faglig rapport fra DMU nr. 699.

Svendsen, L.M., Sortkjær, O., Ovesen, N.B., Skriver, J., Larsen, S.E., Bouttrup, S., Pedersen, P. B., Rasmussen, R.S., Dalsgaard, A.J.T., og Suhr, K, (2008): Modeldambrug under forsøgsordningen. Faglig slutrapport for måle- og dokumentationsprojekt for modeldambrug "(in Danish)". DTU Aqua rapport nr.193-08 DTU Aqua, Technical University of Denmark.

Kolofon

Opdræt af regnbueørred i Danmark

Af Alfred Jokumsen og Lars M. Svendsen

Maj 2010

DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer

DTU Aqua-rapport nr. 219-2010

ISBN: 978-87-7481-113-8 (elektronisk udgave)

ISSN 1395-8216

Reference: Jokumsen, A. & Svendsen, L.M. (2010). Opdræt af regnbueørred i Danmark. DTU Aqua-rapport nr. 219-2010. Charlottenlund. Institut for Akvatiske Ressourcer, Danmarks Tekniske Universitet, 49 p.

DTU Aqua-rapporter udgives af DTU Aqua, Institut for Akvatiske Ressourcer og indeholder resultater fra nogle af instituttets forskningsprojekter, studenterspecialer, udredninger m.v. Fremsatte synspunkter og konklusioner er ikke nødvendigvis instituttets.

Rapportene kan hentes på DTU Aquas websted www.aqua.dtu.dk.

DTU Aqua reports are published by the National Institute of Aquatic Resources and contain results from research projects etc. The views and conclusions are not necessarily those of the Institute.

The reports can be downloaded from www.aqua.dtu.dk.